1 9 9 1

Écologie, économie, et prises de décisions -Theories

PETER A. VICTOR
JAMES J. KAY
H. JACK RUITENBEEK

Conseil consultatif canadien de l'environnement

Indicateurs d'un développement écologiquement durable

Conseil

consultatif

canadien

de l'environnement

Écologie, économie et prise de décisions – Théories Indicateurs d'un développement écologiquement durable

---

Pour obtenir des renseignements au sujet du Conseil ou se procurer ses publications, prière de s'adresser au :

Directeur exécutif
Conseil consultatif canadien de l'environnement
a/s Environnement Canada
Ottawa, Canada
K1A 0H3

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada1991
N° de cat. En92-11/1991F
ISBN 0-662-96644-9

This report is also available in English.

92-02608/

Le Conseil consultatif canadien de l'environnement

Le Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE) est un organisme représentant les Canadiens versés et actifs dans le domaine de l'environnement. Il fait office de «conseiller privé» auprès du ministre de l'Environnement. Ses avis viennent s'ajouter à ceux du ministère de l'Environnement (Environnement Canada), d'autres organismes fédéraux et de divers groupes d'intérêts particuliers. Le rôle public du Conseil, comme la publication de rapports, est relégué au second plan, sa fonction première étant de conseiller le ministre de l'Environnement.

Les auteurs

Peter A. Victor
VHB Research & Consulting Inc.

C'est l'Université de la Colombie-Britannique qui a conféré à M. P.A. Victor son doctorat en économie, à l'issue d'études spécialisées en économie publique et en économie des ressources naturelles. Sa thèse, publiée sous le titre de *Pollution: Economy and the Environment*, a constitué l'une des premières études d'importance sur les rapports entre économie et environnement. Le domaine principal des recherches de M. Victor est demeuré celui de l'interaction entre l'environnement et les activités économiques. Il a assumé des charges d'enseignement universitaire à temps plein et à temps partiel, tant au Canada qu'en Angleterre, et il a accompli des travaux de grande envergure dans son domaine de prédilection pour le gouvernement de l'Ontario. Il a également oeuvré dans divers pays en développement, et il est membre de plusieurs conseils consultatifs.

James J. Kay
Études sur l'environnement et les ressources, Université de Waterloo

M. James Kay est professeur au Département des études sur l'environnement et les ressources de l'Université de Waterloo. Il a étudié la physique à l'Université McGill et la conception des systèmes à l'Université de Waterloo. Sa thèse de doctorat portait le titre de *Self-Organization in Living Systems*. Son pôle de recherche a visé l'utilisation de la thermodynamique de non-équilibre, la théorie de l'information et l'analyse des systèmes dans la compréhension de la structure des écosystèmes. Le principal objet de ses travaux est l'élaboration de mesures de l'organisation écosystémique. Il effectue également des études sur le développement durable et les techniques respectueuses de l'environnement, particulièrement sur les plans du logement et de l'hypersensibilité à l'environnement. Il enseigne l'écologie théorique, l'ingénierie de l'environnement et la conception des projets.

H. Jack Ruitenbeek
H.J. Ruitenbeek Resource Consulting Ltd.

M. H.J. Ruitenbeek est un expert-conseil en économie oeuvrant à Ottawa dans les domaines de l'économie des ressources naturelles et de l'environnement. Il a étudié à l'Université de Calgary et a obtenu un doctorat en économie du développement à la *London School of Economics*. Il s'intéresse particulièrement à la prospective écologique appliquée aux pays du tiers-monde, tout en continuant de s'occuper activement des questions d'environnement qui concernent le Canada.

Canadian Environmental Advisory Council **Conseil consultatif canadien de l'environnement**

Ottawa, Canada
K1A 0H3

L'honorable Robert de Cotret
Ministre de l'Environnement
Ottawa (Canada)
K1A 0H3

Monsieur le Ministre,

J'ai le plaisir de soumettre à votre approbation la publication ci-jointe sur les théories écologiques, économiques et décisionnelles qui servent de fondement aux travaux actuels d'élaboration d'indicateurs de développement durable. Ces études ont étayé les débats d'un colloque organisé en juillet 1990 par le Conseil consultatif canadien de l'environnement. En raison de leur qualité, le Conseil a décidé de les publier afin de répondre aux nombreuses demandes du public qui désire être informé sur l'harmonisation du développement économique et de la protection de l'environnement.

Le Conseil compte publier divers rapports découlant de ses travaux et de ses consultations sur la question des indicateurs d'un développement durable. Nous souhaitons que le public canadien et les intervenants qui travaillent de près à l'intégration de l'économie et de l'environnement trouveront nos recherches et analyses utiles, et nous espérons être en mesure de vous faire des recommandations pratiques sur toutes orientations et initiatives futures dans ce domaine.

Je vous prie d'agréer, Monsieur le Ministre, l'expression de la très haute considération du Conseil et vous assure de son désir de continuer à vous servir.

Le président,

Robert Page

Canada

Remerciements

Le Conseil consultatif canadien de l'environnement souligne particulièrement le rôle déterminant joué par M. Joseph Potvin lors de la recherche ainsi que de l'organisation et de la concertation des travaux et des actions qui ont débouché sur la publication du présent rapport et de ceux que le CCCE publiera ultérieurement au sujet des indicateurs d'un développement écologiquement durable. C'est au début de 1990 que M. Potvin fut détaché à temps plein auprès du CCCE par la Direction générale des politiques du ministère d'Environnement Canada, en vue de participer à l'orientation des travaux concernant les indicateurs. Les progrès réalisés à ce sujet au cours de l'an passé sont largement dus à son zèle et à son esprit inventif.

L'initiative du CCCE a été menée à bien par un sous-comité dirigé par M^me^ Shirley Conover, vice-présidente du CCCE, avec les membres suivants :

M^me^ Hélène Connor-Lajambe et MM. Douglas Cook et Peter Chapman. M. Ken Ogilvie, directeur exécutif du CCCE, a soutenu intellectuellement et matériellement les travaux du sous-comité, notamment en rédigeant, en analysant et en révisant de nombreux textes.

Le CCCE remercie également MM. Herman Daly et Salah el Serafy (de la Banque mondiale), Peter Bartelmus (des Nations Unies) et M^me^ Nancy Olewiler (de l'Université Simon Fraser), pour l'aide qu'ils lui ont fournie, et les auteurs des trois études délimitatives, MM. Peter Victor, James Kay et Jack Ruitenbeek, qui ont joué des rôles déterminants dans l'effort d'exploration conduisant au colloque, et dans le déroulement de celui-ci. Les participants, les animateurs et les rapporteurs ont nourri ces débats de leurs connaissances et de leur expérience immensément variées ainsi que de leur conviction. Le CCCE les en remercie chaleureusement.

MM. Jean-Pierre Reveret et Alain Webster, de l'Université du Québec à Montréal, ont prêté leur concours à la version française du document, dont la relecture et les dernières retouches ont été assurées par M^me^ Marie-Anne Mazet, de Canada NewsWire Ltd./Communication CNW Inc.

Conseil consultatif canadien de l'environnement

Membres

Président
Dr Robert Page
Université de Calgary
Calgary (Alberta)

Vice-présidente
Dr Shirley A. M. Conover
Université Dalhousie
Halifax (Nouvelle-Écosse)

Vice-présidente
M. J. Doug Cook
Taurscale Consulting
Toronto (Ontario)

Dr James Butler
Université de l'Alberta
Edmonton (Alberta)

Dr Peter Chapman
E.V.S. Consultants Ltd.
North Vancouver (C.-B.)

Dr Hélène Connor-Lajambe
Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE)
Paris (France)

Mme Linda Duncan
Université Dalhousie
Halifax (Nouvelle-Écosse)

Dr Lorne Giroux
Université Laval
Sainte-Foy (Québec)

Mme Diane Griffin
Island Nature Trust
Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard)

Dr Ilona Kerner
Québec (Québec)

Dr Jennifer Shay
Université du Manitoba
Winnipeg (Manitoba)

M. Glenn Warner
N.W.T. Water Board
Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest)

Dr Tom Beck
Calgary (Alberta)
Président émérite

Secrétariat

M. Ken Ogilvie
Directeur exécutif

Mme Veena Halliwell
Gestionnaire de projects

Mme Donna Gray
Agent d'administration et communication

Mme Anne Marie Crevier
Secrétaire

Dr E. Fred Roots
Conseiller scientifique

Préface

Le Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE) entreprit l'étude des indicateurs du développement durable à la suite du sommet du Groupe des Sept de juillet 1989. À cette occasion, le Premier ministre du Canada, M. Brian Mulroney, proposa l'élaboration d'indicateurs permettant d'évaluer la compatibilité du développement économique et de la protection de l'environnement, en vue d'opérer un développement durable. Cette proposition fut approuvée, et il fut recommandé que l'Organisation de coopération et de développement économiques étudie comment des indicateurs environnementaux peuvent être établis, dans le cadre de ses travaux sur l'harmonisation des prises de décision en matière d'environnement et d'économie.

Pendant la deuxième moitié de 1989 et au début de 1990, le CCCE passa en revue les études et les ouvrages spécialisés sur les indicateurs économiques et environnementaux. Il en tira deux importantes conclusions. En premier lieu, l'auditoire à cibler immédiatement comprenait les grands décisionnaires et les analystes de l'économie ayant un rôle crucial dans les organes de planification et de prise de décision de l'administration publique, des grandes entreprises et des organismes de développement. En second lieu, comme cet auditoire visé appuie largement son action sur l'analyse économique et les indicateurs qui en découlent, il fallait élargir les modèles d'analyse économique pour y inclure les ressources pérennes de l'environnement et les mécanismes d'entretien de la vie. Dès le départ, le CCCE estimait que les organes de planification et de décision aux plus hauts niveaux de l'administration et de l'industrie utiliseraient ces indicateurs.

Comme il les recherchait tant dans le domaine de l'économie que dans celui de l'environnement durable, le CCCE organisa des débats avec les principaux économistes et écologistes du Canada. Il rencontra de plus les responsables intéressés des Nations Unies et de la Banque Mondiale. À la suite de ces réunions, le Conseil conclut que l'élaboration et l'utilisation efficace des indicateurs dépendraient largement des modèles économiques, écologiques et politiques adoptés par les décideurs. Il est difficile d'harmoniser les décisions en matière économique et environnementale, non seulement à cause de l'insuffisance du savoir et des données disponibles, mais aussi parce qu'il existe différentes théories et hypothèses économiques et écologiques, ainsi que des contraintes introduites par le processus décisionnel.

Le CCCE a donc organisé un colloque de deux jours pour débattre la question complexe de l'élaboration d'indicateurs d'un développement durable. Les leaders des divers courants de pensée en matière d'économie et d'écologie, ainsi que les grands décisionnaires et commis de l'État canadien invités à ce colloque, ont examiné la question suivante : comment les concepts de base de l'analyse économique et écologique façonnent-ils les indicateurs sur lesquels s'appuieront les décisions de politique dans les années 1990?

Le CCCE a aussi commandité trois études délimitatives pour orienter les discussions au colloque. Les deux premières portent sur les nouveaux courants de pensée en matière d'économie et d'écologie, et sur la façon dont ils intégrent les nouvelles politiques de développement durable au moyen de notions comme celles du «capital naturel» et de «l'intégrité écologique». Les auteurs mettent en relief certaines des incidences de celle-ci pour l'élaboration d'indicateurs d'un développement écologiquement durable. La troisième étude porte sur les processus décisionnels et leurs répercussions sur l'élaboration et le choix des indicateurs. Elle contient aussi une annexe dans laquelle l'auteur évalue la possibilité d'incorporer des facteurs environnementaux dans certains systèmes d'analyse économique.

En juillet 1990, le CCCE convia environ 40 experts et décideurs de haut niveau à un colloque à Ottawa. Les débats théoriques portèrent sur les trois études délimitatives, alors que la fiscalité, les mesures et les investissements furent les thèmes de discussions plus concrètes. Les participants cernèrent ensuite cinq domaines d'intérêt particulier à étudier plus en détail, soit la capacité de régénération écologique, la fixation des prix et la fiscalité, les aspects éthiques, les scénarios de la pire éventualité et le capital naturel.

Ce colloque a constitué un exercice d'une grande rigueur intellectuelle et a permis d'étendre au maximum les paramètres et les perspectives d'un développement durable. Des comptes rendus très complets des débats ont été dressés à l'intention des participants. De plus, le CCCE a décidé de publier trois écrits sous le titre général

d'*Indicateurs d'un développement écologiquement durable*:

1. Écologie, économie et prise de décisions — Théories
2. Colloque sur les indicateurs d'un développement écologiquement durable — Synthèse
3. Vers de nouveaux principes fondamentaux

Le premier texte contient les trois études délimitatives rédigées en vue du colloque. Le deuxième fait la synthèse des délibérations du colloque, et regroupe les idées et les points de vue des participants. Le troisième met en évidence les conclusions et les idées maîtresses du colloque, ainsi que les travaux menés par le CCCE depuis juillet 1989 au sujet des indicateurs d'un développement écologiquement durable.

Il définit cinq nouveaux principes fondamentaux qui devraient se refléter dans la prochaine génération d'indicateurs décisionnels. Ces nouveaux principes permettront d'étendre largement les méthodes actuelles de transmission des données sur l'environnement, et ils s'inscrivent dans un programme à plus long terme d'élaboration d'indicateurs, d'utilité pratique pour la formulation des politiques.

À ce propos, le CCCE a pour rôle primordial de conseiller le ministre fédéral de l'Environnement au sujet de l'ampleur et de l'orientation des efforts à déployer. Tout en évitant de répéter les travaux sur les indicateurs réalisés par d'autres groupes, le CCCE a profité de la générosité d'Environnement Canada, de Statistique Canada et de la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie qui ont accepté de partager l'information dont ils disposaient. Le Conseil n'a pas pour mandat de faire des recherches suivies sur un sujet donné. C'est pourquoi les trois études qui suivent représentent une contribution théorique et, nous l'espérons, pratique aux travaux du Canada et d'autres pays en matière d'harmonisation de la politique économique et environnementale et des processus décisionnels correspondants.

Table des matières

Préface vii

Les indicateurs d'un développement durable – Quelques leçons tirées de la théorie du capital 1
Peter A. Victor 2

1 Introduction 3
2 L'école néoclassique – Substitution, progrès technologique et marchés 8
3 L'école de Londres – Maintenir le capital naturel intact 11
4 L'école postkeynésienne – La mesure du capital 13
5 Le capital naturel – À quel point ce concept est-il utile? 14
6 L'école de la thermodynamique – L'économie et les lois de la nature 17
7 Conclusion 18
Bibliographie 20
Annexe A La théorie néoclassique examinée d'un peu plus près 22
Annexe B Les indicateurs, les modèles et les contraintes – Description générale des travaux en cours 25

Le concept d'intégrité écologique – Autres théories de l'écologie et conséquences pour les indicateurs décisionnels 26
James J. Kay 28

1 Le développement des systèmes complexes 34
2 Comment décrire les réactions aux changements environnementaux 39
3 Diverses théories écologiques et leurs variables d'état 46
4 Quelques exemples d'indicateurs et de leur utilisation 50
5 Conclusion 53
Bibliographie 58
Annexe A Quelques notions sur les systèmes 63
Annexe B Stabilité écologique 64

Le rôle des indicateurs dans le processus décisionnel 66
H. Jack Ruitenbeek 72

1 Contexte 79
2 Le processus décisionnel – Quelques questions d'économie politique et d'économie du bien-être 85
3 Les indicateurs en tant qu'objectifs, intrants et contraintes 87
4 Les indicateurs, les attentes et le risque 91
5 Conclusion 92
Bibliographie 101
Annexe A Axiomes d'Arrow étayant les mécanismes de choix collectif . . . . .
Annexe B Caractéristiques de certaines méthodes d'analyse économique . . . . .
Annexe C Caractéristiques des techniques d'analyse du risque . . . . .

Les indicateurs d'un développement durable – Quelques leçons tirées de la théorie du capital

Peter A. Victor

Résumé

L'évaluation des avantages et des limites des liens qui existent entre la théorie du capital et le concept de développement durable peut être très enrichissante. Nous analysons ici la définition et le rôle du capital dans les travaux d'économistes représentant cinq courants de pensée, et nous examinons certaines de leurs incidences pour l'élaboration d'indicateurs d'un développement durable. Les théories économiques se distinguent en particulier par leur conceptualisation de l'environnement. De même, elles diffèrent au chapitre du maintien du stock de capital. Mais le sens et l'utilité pratique du concept de développement durable dépendent étroitement de la façon dont la théorie du capital s'applique en général, si toutefois elle s'y applique, à l'utilisation de l'environnement par l'être humain.

Table des matières

1 Introduction 2

2 L'école néoclassique – Substitution, progrès technologique et marchés 3

3 L'école de Londres – Maintenir le capital naturel intact 8

4 L'école postkeynésienne – La mesure du capital 11

5 Le capital naturel – À quel point ce concept est-il utile? 13

6 L'école de la thermodynamique – L'économie et les lois de la nature 14

7 Conclusion 17

Bibliographie 18

Annexe A : La théorie néoclassique examinée d'un peu plus près 20

Annexe B : Les indicateurs, les modèles et les contraintes – Description générale des travaux en cours 22

Victor, P.A. Les indicateurs du développement durable – Quelques leçons tirées de la théorie du capital. Dans *Écologie, économie et prise de décisions – Théories. Indicateurs d'un développement écologiquement durable.* Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE), Ottawa, 1991. Rédigé à la demande du CCCE pour le colloque sur les indicateurs d'un développement écologiquement durable (Ottawa, juillet 1990).

1 Introduction

La présente étude a été rédigée afin de présenter, comme on nous l'a demandé, un bref aperçu de diverses théories économiques et de la manière dont chacune d'elle aborde la question du développement durable. Son intérêt est de montrer comment l'on peut appliquer chacune de ces théories à l'étude des indicateurs d'un développement durable. Étant donné l'ampleur du sujet, il a été proposé que ce travail soit centré sur la théorie du capital et ses relations avec le développement durable. Cela semblait alors conforme aux ouvrages spécialisés publiés récemment sur le développement durable; ils soulignent que le fait d'épuiser des ressources environnementales en cherchant à assurer la croissance économique revient à vivre en entamant son capital au lieu d'en utiliser les revenus. Puisque le sens qui est donné à la notion de capital et le rôle qui lui est attribué constituent l'une des principales caractéristiques distinguant les diverses écoles de pensée économique, on peut supposer que si la science économique a des éléments d'analyse à apporter à la question du développement durable, ils s'articuleront autour de la notion de capital.

En fait, cette hypothèse ne s'est révélée exacte qu'en partie. Un examen de la théorie du capital constitue une démarche utile pour aborder un ensemble de questions extrêmement complexes. La théorie du capital, sous ses diverses formes, peut nous apprendre bien des choses au sujet du développement durable. Pourtant, elle n'offre pas une façon totalement satisfaisante de conceptualiser l'environnement, et il est possible de découvrir tout autant de choses concernant le développement durable en se penchant sur les limites de cette théorie qu'en étudiant ce qui en fait la force.

La plupart des préoccupations exprimées au sujet du développement durable tiennent au fait que l'environnement n'a qu'une capacité limitée de fournir des ressources, de recevoir des déchets et de tolérer d'autres formes d'altération, autant d'éléments qui sont inévitablement liés à l'activité économique. Ce thème revient tout au long de l'étude. D'autres aspects du développement durable, par exemple la nécessité de se doter de structures politiques et sociales durables, appuyées sur une idéologie qui les renforce, n'ont pas été envisagés.

Notre étude commence par explorer l'environnement considéré comme un capital dans le cadre néoclassique. Dans l'économie néoclassique, le rôle de la substitution et du progrès technologique pour minimiser la rareté des ressources et celui de l'efficacité des marchés pour optimiser l'affectation des ressources entre divers usages à différents moments sont au centre de la discussion.

L'école néoclassique a tendance à traiter toutes les formes de capital comme fortement substituables. Certains économistes, dont David Pearce et ses collègues de Londres, insistent sur les différences qui existent entre le capital fabriqué et ce qui est fréquemment désigné comme le «capital naturel». Selon Pearce, la préservation du capital naturel est essentielle au développement durable. Nous examinons cette affirmation dans la section traitant de l'école de Londres. Nous estimons ici qu'une telle approche ne permet pas de résoudre des problèmes fondamentaux d'évaluation du stock de capital.

Nous abordons ensuite la critique que fait l'école postkeynésienne de la façon dont les néoclassiques traitent le capital et nous évaluons la pertinence de cette critique lorsqu'on cherche à étendre la théorie du capital à l'environnement. Le problème de l'évaluation de ce que certains en sont venus à appeler le capital naturel ou environnemental est mis en lumière dans cette partie de notre exposé, puisque c'est sur cette évaluation que se fonde l'essentiel de cette critique.

C'est ici que nous cherchons à savoir si l'environnement est correctement conceptualisé en étant assimilé à un capital. Il est possible que le capital, vu comme «les moyens de production produits» d'une économie, ne constitue pas une base conceptuelle permettant de décrire de façon totalement satisfaisante ce cadeau de la nature qu'est l'environnement. Selon les économistes classiques des XVIII^{e} et XIX^{e} siècles, la terre et le capital jouent des rôles très différents dans le processus économique. Marshall, l'un des fondateurs de l'économie néoclassique, admet cette distinction, mais fait remarquer que ses contemporains préféraient souligner les ressemblances plutôt que les différences entre la terre et le capital. Un survol de ses idées en la matière éclaire le concept de capital naturel.

Si l'on suit la voie ouverte par Marshall, il devient évident que toute théorie de l'économie du développement durable doit expliciter davantage les contraintes fondamentales qui s'exercent sur l'activité économique. Certains économistes comme Ayres, Kneese et Victor ont cherché à déterminer si le principe des bilans matière-

énergie est pertinent dans le cadre économique. Ce principe repose sur la loi de la conservation de la matière et de l'énergie, qui constitue le premier principe de la thermodynamique. Des analyses empiriques prometteuses ont été fondées sur cette approche. D'autres économistes, surtout Georgescu-Roegen et Perrings, ont souligné la nature entropique de l'économie en fonction du deuxième principe de la thermodynamique. Non seulement toutes les matières premières et l'énergie employées dans l'activité économique doivent-elles être retournées à l'environnement, mais encore sont-elles dégradées et leur capacité de soutenir une activité économique future est diminuée.

Durant au moins un quart de siècle, Daly a contribué à développer et à promouvoir ces deux lignes de pensée, qui sont regroupées dans notre étude sous l'appellation «école de la thermodynamique». La contribution particulière de Daly au débat tient à ce qu'il a placé l'accent sur le caractère inévitable et souhaitable d'une économie stationnaire. Dernièrement, Daly a reporté son attention sur l'élaboration de principes pratiques de mise en oeuvre d'un développement durable. Nous terminons notre exposé par l'examen de ses idées, en particulier celles qui se rapportent aux indicateurs d'un développement durable et à la théorie du capital.

Bien que nous ayons tenté de présenter les principaux économistes de chaque école, les travaux dont nous avons traité ne représentent, le plus souvent, qu'une petite partie d'écrits imposants. Cette étude ne prétend pas être exhaustive. De plus, certains économistes ont contribué à développer plusieurs écoles de pensée; il ne faut donc pas nécessairement interpréter leur attachement à une école donnée comme leur rejet d'autres écoles.

Nous nous devons de rappeler que notre étude des questions se rapportant à chaque école se limite à quelques points, conçus pour faire ressortir les idées principales à propos du capital et des indicateurs d'un développement durable[1].

Même si l'examen de la matière plus technique est abordé dans les annexes seulement, la plus grande partie de notre exposé porte sur des théories et nous admettons qu'elle exigera beaucoup du lecteur. Toutefois, nous espérons que quelques-unes de ces idées serviront à établir une base plus solide pour les indicateurs d'un développement durable.

2 L'école néoclassique – Substitution, progrès technologique et marchés

L'intérêt que portent les économistes aux questions environnementales remonte aux débuts mêmes de la science économique[2]. François Quesnay et d'autres physiocrates qui ont élaboré la première théorie économique avaient fondé leur modèle économique sur l'idée que la terre est le seul véritable agent, ou facteur, de production. Elle produit, en effet, plus de richesses qu'il n'en a nécessité pour sa création. On se souvient surtout de l'école des physiocrates comme d'une théorie de l'économie considérée comme un tout intégré, mais inextricablement lié à la productivité de la nature. Quesnay a même présenté graphiquement ces relations dans son «Tableau Économique», annonciateur lointain de l'outil moderne que représente l'analyse intrants-extrants.

Au XVIII^{e} et au XIX^{e} siècle, des auteurs comme Adam Smith, David Ricardo, Thomas Malthus, John Stuart Mill, autant d'économistes classiques, et W. Stanley Jevons, l'un des fondateurs de l'économie néoclassique, se sont souciés d'une façon ou d'une autre des limites que la nature impose à la croissance économique. Durant la première moitié du XX^{e} siècle, l'intérêt des économistes pour l'étude de la capacité de l'environnement à fournir les ressources nécessaires au maintien de l'activité économique a diminué considérablement[3]. Durant les années 1960, on observe un nouvel intérêt pour cette

[1]Par exemple, nous faisons peu de cas de la distinction, parfois utile pourtant, entre les diverses catégories de ressources : renouvelables et non renouvelables, épuisables et non épuisables, recyclables et non recyclables, sauf si les économistes dont nous parlons y attachent de l'importance.

[2]Les économistes établissent souvent une distinction entre l'utilisation de l'environnement i) en tant que source de ressources minérales et biotiques et ii) en tant que milieu d'absorption des déchets ou résidus des activités économiques de production, de distribution et de consommation. Une bonne partie des ouvrages spécialisés traitent de l'une ou l'autre de ces questions; il existe donc une documentation distincte sur la pollution et sur les ressources naturelles. Dans la présente étude, nous conservons cette distinction là où il est utile de le faire. Dans les autres cas, le terme «environnement» inclut simultanément ces deux aspects.

[3]Certaines contributions importantes ont été apportées durant cette période, dont celles de Hotelling (1931) et de Scott (1955). Ces auteurs mettaient surtout l'accent sur la capacité du marché de répartir efficacement les ressources naturelles au cours du temps, plutôt que sur les conséquences d'échecs à ce titre. Cependant, leur oeuvre fournit d'intéressantes perspectives pour ce qui allait suivre.

problématique, parallèlement à la prise de conscience écologique généralisée de cette période. Alan Kneese est l'un des chefs de file de ce nouveau groupe d'économistes qui se sont penchés sur la dégradation de l'environnement et les ressources. Avec ses collègues de *Resources for the Future*, Kneese a fixé une bonne partie des programmes de recherche actuels dans le domaine de l'économie de l'environnement. Dans leur travail d'avant-garde, ils se sont appuyés sur les nouvelles idées qui avaient été élaborées au XX^{e} siècle, pour une bonne part à d'autres fins, et que l'on regroupe sous l'appellation de «théories néoclassiques».

2.1 Une définition néoclassique du capital

En 1974, Kneese et Herfindahl ont publié un important ouvrage intitulé *Economic Theory of Natural Resources*. Il s'agit d'un sommaire érudit de la manière dont l'économie néoclassique aborde les questions environnementales[4]. L'attention que ces auteurs accordent à la théorie du capital constitue l'une des principales caractéristiques de l'ouvrage. Herfindahl et Kneese définissent le capital comme «tout ce qui peut amener un flux de services productifs au bout d'un certain temps et que l'on peut contrôler dans le processus de production». Et ils ajoutent que «cette définition ne limite pas le capital aux 'instruments de production durables d'origine humaine' comme le définissent certains auteurs. La terre en fait également partie, puisqu'elle répond aux critères des deux définitions... Dans la définition proposée du capital, le travail est un bien d'équipement». Herfindahl et Kneese admettent qu'il peut sembler étrange d'assimiler le travail à un capital puisque l'on n'achète ni ne vend les travailleurs, mais ils font remarquer que «s'il est commode de considérer que certains types de main-d'oeuvre constituent un capital, rien n'empêche de le faire» (*op. cit.*, p. 68).

Dans leurs écrits du début des années 1970, Herfindahl et Kneese se concentrent sur deux rôles importants que l'environnement joue dans le cadre économique : source de ressources naturelles et milieu d'absorption de déchets (ou résidus). Plus tard, Kneese et d'autres économistes ont admis que l'environnement offre des services d'aménités, dans lesquels le marché n'intervient habituellement pas ainsi, qu'un milieu de vie[5].

En partant du principe que toutes les sources de services que l'on peut contrôler constituent un capital, Herfindahl et Kneese font ressortir ce que les ressources naturelles et le capital (comme il se définit normalement) ont en commun. Parallèlement, cette position suppose un degré élevé de substitution non seulement entre différents types de biens d'équipement manufacturés, mais aussi entre ces biens d'équipement et les ressources. Plus il est facile de remplacer par de tels biens les ressources qui s'épuisent ou un milieu dégradé, moins il est nécessaire de se préoccuper de la capacité de l'environnement de soutenir le développement. Par exemple, en remplaçant les câbles sous-marins par des satellites, on a accru la somme d'informations qu'il est possible de transmettre à grande distance en économisant des quantités importantes de cuivre. De la même façon, l'utilisation à grande échelle de la climatisation ainsi que la construction d'installations municipales de traitement des eaux usées ont compensé jusqu'à un certain point la détérioration de la qualité de l'eau et de l'air ambiant.

2.2 Les contraintes imposées par les ressources sur la croissance économique

Après la Seconde Guerre mondiale, les économistes ont déployé beaucoup d'efforts pour mettre au point des modèles de croissance économique qui, dans une large mesure, constituaient un prolongement des idées et des concepts macroéconomiques de John Maynard Keynes. Généralement, ces modèles se fondent sur une fonction de production globale appliquée à une économie au sein de laquelle les intrants en capital et en travail ont été combinés pour produire un extrant pouvant être soit consommé, soit réinvesti afin d'accroître le stock de capital. Herfindahl et Kneese ont simplement étendu ces modèles en ajoutant les ressources naturelles à la fonction de production. Cela leur a donné deux résultats qui,

---

[4]Le chapitre 11 du livre *Residuals and General Equilibrium: Towards a "Spaceship" Economics* examine la question des bilans matière-énergie qui est depuis lors devenue une spécialité importante de l'analyse économique des enjeux environnementaux et à laquelle Kneese a contribué. Toutefois, ces idées ne sont pas intégrées au reste du livre et ne servent que de lien avec des travaux plus récents.

[5]La distinction entre les services d'aménités et le milieu de vie est quelque peu difficile à établir. Les premiers correspondent généralement aux services non marchands dont profitent directement les gens, par exemple les loisirs extérieurs, y compris la jouissance esthétique de l'environnement qui ne résulte pas nécessairement d'un usage direct. Dans la mesure où elle se distingue des trois autres catégories de services, la notion de milieu de vie fait référence au rôle que joue l'environnement en fournissant un habitat et des moyens d'assurer l'existence de toute vie, et ce, quel que soit le caractère indirect de ses liens avec la vie humaine.

s'ils sont valables, constituent des éléments pertinents pour traiter du développement durable :

1. Si l'on décrit l'économie globale comme étant fondée sur des rendements d'échelle constants (c'est-à-dire qu'un doublement de tous les facteurs de production doublera la production) et qu'un de ces facteurs, les ressources, est fourni en quantité fixe, l'économie affichera des rendements décroissants des facteurs de production restants (c'est-à-dire le travail et le capital) dont les quantités peuvent varier.

2. Si le progrès technologique est suffisamment rapide pour compenser le déclin de la quantité de services de ressources naturelles par habitant, la production par travailleur peut augmenter indéfiniment.

Selon la première conclusion, en théorie, les technologies devraient permettre d'accroître la production proportionnellement à l'accroissement des intrants; mais dans la pratique, la production sera contrainte par le caractère limité des ressources. La deuxième conclusion porte à croire que le progrès technologique peut transcender ces limites.

Bien qu'ils affirment que «les ressources naturelles sont une forme de capital aux fins de l'analyse économique», Herfindahl et Kneese établissent en pratique une distinction entre les ressources et les autres catégories de capital dans l'analyse qui les mène aux résultats précités (1974, p. 99). Ils prévoient également que le progrès technologique jouera un certain rôle, entraînant un accroissement de la productivité du travail et du capital pour compenser l'épuisement des ressources. Toutefois, ils n'explorent pas l'autre avenue suivie par les économistes néoclassiques qui se sont intéressés aux effets d'un ensemble de ressources limité sur le maintien de la croissance économique, soit la possibilité de substituer un capital fabriqué à des ressources naturelles. Pour cela, nous nous tournons vers Dasgupta et Heal (1979), dont l'ouvrage *Economic Theory and Exhaustible Resources* constitue la référence néoclassique sur les ressources naturelles[6].

2.3 La production au moyen de ressources épuisables

Dasgupta et Heal consacrent un chapitre important de leur ouvrage à la production effectuée au moyen de ressources épuisables (chapitre 3). En particulier, ils indiquent qu'ils se préoccupent «principalement des répercussions du fait que la terre soit une ressource limitée sur les possibilités de croissance d'une économie» (1979, p. 194). Ils étudient ce problème à l'aide d'un modèle qui ressemble beaucoup à celui qu'ont employé Herfindahl et Kneese. Toutefois, leur analyse est bien plus détaillée, et c'est pourquoi nous nous y attardons dans les lignes suivantes ainsi que dans l'annexe A.

Dasgupta et Heal supposent un niveau constant de population puisque «les conséquences d'un accroissement démographique exponentiel mènent à une absurdité, ne serait-ce que pour des raisons d'espace» (1979, p. 194). Ils posent cette hypothèse parce qu'ils se préoccupent de la viabilité de l'activité économique à très long terme. (Dans leur analyse, ils partent souvent de l'hypothèse que l'horizon temporel est infini.) Dasgupta et Heal considèrent également qu'aucun progrès technologique ne viendra résoudre les problèmes créés par la diminution des ressources, hypothèse qu'ils atténuent ensuite. Enfin, ils se fondent sur un modèle selon lequel un certain apport de ressources naturelles est essentiel à la production, mais qui permet de maintenir celle-ci en substituant du capital fabriqué à des ressources. On peut résumer comme suit le résultat auquel ils parviennent : «Même en l'absence de tout progrès technologique, les ressources épuisables ne posent pas de problème fondamental» si le capital reproductible est suffisamment substituable aux ressources naturelles (pp. 194-205).

Ce résultat est important pour deux raisons. Premièrement, il sert de fondement à l'opinion de certains économistes qui considèrent que, dans un monde fini, la pérennité du développement n'est pas un concept approprié puisque la substitution (et le progrès technologique) peuvent permettre de maintenir et d'accroître sans limite la production de l'économie, et ce, même lorsque les réserves de ressources naturelles s'épuisent. Deuxièmement, même si l'optimisme de ces économistes devait se révéler sans fondement, il est néanmoins important que tous ceux qui participent à des débats sur le développement durable se rendent compte du rôle que la substitution peut jouer pour diminuer les

[6] Dasgupta et Heal définissent une ressource comme étant épuisable «s'il est possible de trouver un type d'utilisation qui fasse tomber sa disponibilité à zéro» (1979, p. 3). Cette définition inclut les ressources minérales, mais aussi les ressources biotiques telles que le poisson et les forêts et peut-être même les terres fertiles.

pressions qu'exerce une réserve de ressources décroissante[7].

Nous examinons plus en détail dans l'annexe A l'analyse de Dasgupta et Heal et nous y traitons des points faibles de leur conceptualisation. Tout d'abord, ainsi que le reconnaissent eux-mêmes les deux auteurs, la formulation mathématique qu'ils utilisent pour montrer comment l'économie peut combiner des intrants en capital et en ressources pour générer des extrants (soit la fonction de production de Cobb-Douglas) suppose toujours un degré constant de substituabilité entre le capital et les ressources, et ce, peu importe leurs proportions relatives. En d'autres termes, peu importe le degré de substitution du capital aux ressources, le potentiel de substitution supplémentaire ne diminue jamais[8].

Dasgupta et Heal reconnaissent également qu'un deuxième problème se pose dans la mesure où leurs résultats dépendent de la façon dont le capital se déprécie. «Il est simple de montrer que si... une fraction fixe des réserves existantes de capital fixe disparaît à chaque instant... la ressource épuisable est essentielle. La consommation doit en définitive tomber à zéro (en partant du principe qu'il n'y aura pas d'évolution technique)» (1979, p. 226). Après avoir mentionné cette faille dans leur raisonnement, Dasgupta et Heal rejettent cette représentation de la dépréciation comme étant avantageuse sur le plan analytique, mais «hautement irréaliste», ce qui semble étrange compte tenu des autres hypothèses tout aussi irréalistes sur lesquelles se fonde leur modèle.

Une troisième lacune de l'analyse de Dasgupta et Heal, qui revêt une importance particulière dans le cadre de notre étude, est leur manière de concevoir les ressources et le capital. En effet, non seulement partent-ils du principe que le capital ne se détériore pas, mais ils n'admettent pas non plus que le capital est fait de ressources qui sont elles-mêmes un cadeau de la nature. (Il faut ajouter qu'ils tiennent explicitement pour acquis que le flux de services provenant du sol est constant, tout en supposant, «pour faciliter la démonstration, que le sol n'a pas d'importance».) Le problème, lorsqu'on accorde la même importance au capital et aux ressources, c'est qu'on fait abstraction de ce que les tentatives de substitution de capital aux ressources peuvent se heurter à l'*accroissement* de la demande de ressources dont on a besoin pour produire et exploiter le capital. Ainsi que le montre l'annexe A, une extension du modèle de Dasgupta et Heal, où le capital est lui-même produit à partir du capital et des ressources, révèle à quel point il est difficile, voire même impossible, de maintenir la production lorsque les ressources sont limitées, en tentant de substituer du capital à des ressources.

2.4 Les indicateurs néoclassiques de développement durable

Nonobstant de tels problèmes, de nombreux économistes néoclassiques se contentent de s'appuyer sur le genre de résultats théoriques produits par Dasgupta et Heal pour apaiser les craintes exprimées au sujet de l'avenir de la croissance économique, lorsque la pénurie de ressources sera généralisée. La substitution et le progrès technologique régleront le problème et assureront des lendemains qui chantent. Ils sont moins catégoriques au sujet des menaces que pose la pollution environnementale. La majorité d'entre eux admettent qu'à l'inverse de ce qui se produit pour la plupart des ressources minérales et des ressources biotiques, dont l'accès fait l'objet d'une régulation par le marché, l'évacuation dans l'environnement de divers types de déchets échappe à l'influence de l'économie de marché. À ce propos, la nécessité d'une intervention gouvernementale pour réglementer les émissions ou offrir des incitatifs économiques pour les réduire est reconnue par les économistes de toutes les écoles.

La substitution. Selon l'analyse de la production effectuée au moyen de ressources épuisables, les possibilités de substitution entre le capital fabriqué et les ressources naturelles mériteraient d'être examinées sous l'angle du développement durable. Dans la mesure où le modèle de Dasgupta et Heal explore ces possibilités au niveau macro-économique, il semble que les valeurs des paramètres clés de la fonction de production (par exemple les exposants *a* et *b* dans l'équation 1 de l'annexe A) puissent servir d'indicateurs de développement durable permettant de mesurer le rôle que la substitution pourrait jouer face au problème d'une diminution des stocks de ressources. Si l'on s'appuie sur une fonction de production autre que celle de Cobb-Douglas, l'élasticité de la substitution entre

[7]On trouve aussi dans Solow (1974) et Stiglitz (1979) des résultats très semblables.

[8]Dans le jargon économique, on suppose que l'élasticité de substitution entre le capital et les ressources est constante, c'est-à-dire que le changement proportionnel des quantités relatives du capital et des ressources servant à la production, induit par un changement en pourcentage dans leurs prix relatifs, est constant.

les ressources naturelles et le capital pourrait alors servir d'indicateur[9].

Le changement technologique. Le cadre de référence néoclassique met également l'accent sur le rôle du progrès technologique pour surmonter les contraintes que l'environnement exerce sur l'économie[10]. Malheureusement, ce cadre ne fournit aucun moyen simple et commode de mesurer le progrès technologique. En fait, l'établissement d'une distinction entre une substitution pure de certains facteurs de production, compte tenu des technologies disponibles, et le changement technologique induit par l'évolution des prix relatifs des divers intrants, constitue un problème empirique extrêmement difficile à résoudre. Néanmoins, en mesurant, grâce aux données historiques, l'efficacité de l'emploi des ressources au cours des années, on comprendrait mieux comment l'évolution technologique a permis dans le passé de minimiser l'impact de pénuries escomptées. (Par exemple, on pourrait suivre la valeur ajoutée par kilojoule d'énergie consommé dans les différents secteurs économiques.)

Si l'évaluation de la contribution historique du progrès technologique au ralentissement (ou à l'accélération) de la raréfaction des ressources naturelles est complexe, elle l'est encore plus si l'on envisage ses possibilités futures. Outre l'incertitude inhérente à la prospective, la relation contre-intuitive qui existe entre les attentes de développement technique et leur concrétisation probable rend difficile l'évaluation des possibilités futures des progrès technologiques. Si les propriétaires de ressources naturelles sont optimistes en matière de progrès technologique, ils vont agir avec la conviction que de nouvelles technologies seront mises au point à mesure que ces ressources s'épuiseront. Cette perspective sur l'avenir ne les encourage guère à conserver les ressources. Après tout, ils ne croient pas que le prix de ces ressources augmentera substantiellement, justement à cause de l'apparition de ces nouvelles technologies qu'ils anticipent. En conséquence, poussés par l'appât du gain, les propriétaires de ressources qui sont de cet avis auront tendance à exploiter leurs ressources à un rythme plus rapide que s'ils pensaient que l'accroissement du prix des ressources ne se traduira pas automatiquement par des nouvelles technologies de remplacement. Malheureusement, un taux élevé d'exploitation des ressources cause une réduction de leur prix, ce qui, dans un monde que l'on ne peut qualifier de très prévoyant, risque de diminuer l'incitation à mettre au point les technologies nouvelles que les optimistes en la matière attendent justement!

Inversement, des perspectives plus pessimistes au sujet de la mise au point de techniques nouvelles permettant de remédier à la raréfaction des ressources naturelles susciteraient l'espoir de prix beaucoup plus élevés, entraînant donc une économie des ressources et un encouragement financier à la mise au point de techniques sur lesquelles les optimistes comptent, mais que les pessimistes n'envisagent pas.

Cet aperçu des liens entre le prix des ressources, les attentes et le progrès technologique met en évidence la difficulté d'évaluer à long terme l'apport de ce progrès à la pérennité du développement. En particulier, il souligne les difficultés d'élaboration d'indicateurs d'un développement durable, notamment lorsque les attentes jouent un rôle si crucial, puisqu'il est difficile d'établir et d'appliquer des mesures fiables de ces attentes, et qu'en outre, leur existence même influencerait indubitablement les activités qu'elles sont censées quantifier.

Les prix. Les économistes néoclassiques ont prêté une grande attention à la signification et à l'importance du prix des ressources, du coût de production et de la rente (c'est-à-dire la différence entre les revenus et les coûts d'extraction). La capacité qu'ont les marchés de répartir efficacement au fil des ans une quantité finie de ressources a été analysée très en détail. Un des résultats importants est la règle de Hotelling, qui stipule que, dans un marché parfait, le prix net d'une ressource épuisable augmente à un rythme égal au taux de rendement de biens présentant le même degré de risque. Cette règle s'applique en l'absence de progrès technologique et lors-

---

[9]Dans une fonction de production de type Cobb-Douglas, l'élasticité de substitution est toujours égale à 1. Il s'agit simplement d'un trait propre à ce modèle mathématique de la technologie de production de l'économie. D'autres formulations de la fonction de production permettant une variation de l'élasticité de substitution peuvent être employées dans l'évaluation globale des perspectives de substitution des ressources et du capital. On pourrait aussi recourir à une approche plus détaillée de certains secteurs et des techniques qu'on y emploie.

[10]Parfois, on suppose simplement qu'une telle «technologie de réserve» existe. Par définition, elle permettrait de fournir des services illimités à un coût unitaire fixe élevé par rapport aux normes actuelles, mais aussi de limiter l'ampleur d'une hausse des prix de la ressource en cours d'épuisement. On cite l'énergie solaire ou la fusion nucléaire comme exemples d'une telle technologie.

qu'on ne découvre pas de sources d'approvisionnement à coût inférieur pour la ressource en question[11].

Certains économistes ont étudié l'évolution passée du prix des ressources et des coûts d'extraction afin de déterminer si la règle de Hotelling se vérifiait. Ils ont émis l'hypothèse que si la substitution ou le progrès technologique ne suivent pas le rythme d'accroissement de la demande de ressources, les mesures indiquant leur rareté augmenteront[12]. Parallèlement, ils considèrent que si ces mesures sont demeurées constantes ou ont décliné pendant longtemps, cela indique que la raréfaction des ressources n'a pas commencé à saper la capacité d'expansion de l'économie.

La première analyse détaillée de cette question a été entreprise par Barnett et Morse (1963). Ces auteurs ont examiné plusieurs indicateurs de la rareté des ressources aux États-Unis pour la période allant de 1890 à 1957 et ont constaté qu'à de très rares exceptions près, ces indicateurs sont demeurés constants ou ont décliné. Leur conclusion, dont de nombreux économistes et décideurs ont fait depuis un article de foi, est que la substitution et le progrès technique ont effectivement été plus que suffisants pour contrebalancer la raréfaction des ressources. D'autres économistes ayant étudié les mêmes données que Barnett et Morse, ainsi que des données plus variées et plus récentes, sont parvenus à des résultats différents. Fisher (1981), par exemple, a constaté un déclin dans le taux de diminution du prix des ressources au cours des décennies qui ont précédé 1970 et émis l'hypothèse que l'effet d'une dépendance croissante à l'égard des ressources commençait à se faire sentir. Slade (1982) est allé encore plus loin en concluant que pour 15 minéraux différents, la tendance à long terme de l'évolution du prix réel des ressources aux États-Unis avait déjà commencé à se relever.

Nous ne chercherons pas à trancher cette question dans la présente étude. On trouvera dans Smith (1979) un bon survol du débat actuel entourant les indicateurs de la raréfaction des ressources et leur évolution au fil du temps. Nous noterons cependant une contradiction possible, sous-jacente à l'ensemble de cette entreprise. Si les marchés des ressources fonctionnent conformément aux préceptes de l'école néoclassique, les ressources sont réparties dans le temps de manière efficace. Dans ces circonstances, les indicateurs du prix et du coût des ressources ainsi que des profits seraient alors valables, mais n'auraient guère d'utilité pratique puisque, par hypothèse, il n'est pas nécessaire que l'État intervienne lorsque le marché fonctionne correctement.

Toutefois, si le marché des ressources ne fonctionne pas conformément au modèle néoclassique, peut-être à cause d'imperfections tenant à la prépondérance de grandes entreprises ou de gouvernements puissants propriétaires de certaines ressources, ou parce que leur prix n'inclut pas les effets environnementaux de leur extraction, il devient impératif de disposer d'indicateurs. Malheureusement, dans de telles circonstances, les indicateurs que propose l'école néoclassique – les prix, le coût, les profits, etc. – ne peuvent être employés puisque les présupposés analytiques qui leur donnent une valeur normative ne se concrétisent pas.

3 L'école de Londres – Maintenir le capital naturel intact

David Pearce et ses collègues du *London Centre for Environmental Economics* figurent parmi un groupe d'économistes éminents tentant de saisir le concept de développement durable en termes économiques. La description la plus complète de leur position est donnée dans *Economics of Natural Resources and the Environment* (1990); ils ont publié les mêmes idées dans d'autres ouvrages. Pezzy (1989) décrit leur travail comme une approche écologique du développement durable. Dans la présente étude, nous regrouperons ces économistes sous le nom d'école de Londres[13].

Dans leur analyse de la pérennité de l'économie, Pearce et Turner se préoccupent presque exclusivement de la signification et des avantages de la préservation d'un stock de capital naturel comme condition du développement durable (Pearce et Turner, 1990, chapitre 3). Ils ne définissent pas ce qu'ils entendent par cette expres-

[11]Cette règle a été élaborée dans Hotelling (1931). Dasgupta et Heal la considèrent comme «le principe fondamental des ressources épuisables» (Dasgupta et Heal, *op. cit.*, 1979, p. 156).

[12]Chaque mesure possède ses forces et ses faiblesses. On consultera Brown (1979) pour une revue exhaustive.

[13]Il peut sembler prématuré d'affirmer que Pearce et ses collègues ont fondé une nouvelle école, mais il ne fait pas de doute que leurs idées exercent déjà une influence au sein de la profession et des milieux gouvernementaux, et que cette influence semble devoir grandir dans les années à venir.

sion, même s'ils avancent qu'elle a le même sens que stock de ressources environnementales (1990, p. 46). De plus, ils donnent trois raisons d'établir une différence entre le capital naturel et le capital fabriqué[14] et ce faisant, s'éloignent de la position de Herfindahl et Kneese. Ces raisons sont les suivantes :

1. Le capital fabriqué n'est pas indépendant du capital naturel. Ce dernier est souvent nécessaire pour constituer le premier.

2. Le capital naturel remplit d'autres fonctions économiques, en offrant notamment un milieu de vie; il est beaucoup plus multifonctionnel que le capital fabriqué.

3. Par conséquent, il n'est pas toujours possible de substituer le capital fabriqué au capital naturel.

Pearce et Turner renforcent leur position à l'égard du maintien du stock de capital naturel en faisant remarquer que «les techniques nouvelles ne sont pas nécessairement moins polluantes» (1990, p. 50) et mettent en doute le fait que le progrès technologique puisse, à long terme, entraîner une économie de ressources. Ils s'attaquent, en particulier, à l'hypothèse que l'on retrouve souvent dans les ouvrages néoclassiques voulant qu'il existe des technologies de réserve qui imposent une limite à l'augmentation du prix des ressources. Ils s'interrogent de façon plus précise sur le présupposé sous-jacent au concept de technologies de réserve, soit l'existence d'une «ressource indéfiniment renouvelable qui finit par s'imposer lorsque les ressources épuisables ne sont plus disponibles».

3.1 L'incertitude et l'irréversibilité

Pearce et Turner se sont penchés sur deux aspects de l'environnement naturel qui occupent une place importante dans toute étude sur le développement durable : l'incertitude et l'irréversibilité. Beaucoup d'incertitude entoure le rôle que l'environnement naturel joue dans l'activité économique ainsi que les effets de cette dernière sur l'environnement. Comme Perrings l'a mentionné (1987), il s'agit d'une incertitude réelle au sens que lui donne Knight, à savoir qu'il est impossible d'attribuer des probabilités aux différents résultats possibles. Cela tient à ce que la série de résultats possibles est souvent inconnue et que l'on ne peut adopter une démarche probabiliste sans cette information.

S'inspirant de Krutilla (1967), Pearce et Turner font remarquer que les changements imposés par les activités humaines à l'environnement naturel peuvent être irréversibles à un degré que ne peuvent égaler les changements au capital fabriqué. Par exemple, on peut construire des immeubles et les démolir plus tard. On peut fabriquer de l'équipement et le démanteler ensuite pour le vendre à l'état de ferraille. Toutefois, lorsqu'un gisement pétrolier est épuisé et qu'on en a brûlé le pétrole pour en tirer de l'énergie ou une fois que les arbres d'une forêt sauvage ont été coupés, il est en pratique impossible de recréer ces éléments de l'environnement naturel. Pearce et Turner en concluent que «la présence simultanée de l'incertitude et de l'irréversibilité devrait nous rendre plus prudents dans l'utilisation du capital naturel» (1990, p. 51).

Pearce et Turner terminent leur plaidoyer en faveur de la préservation du capital naturel en avançant trois arguments supplémentaires que l'on peut résumer rapidement ainsi :

1. Dans certaines circonstances, par exemple dans un milieu rural d'un pays en développement, plus de capital naturel peut signifier une résilience accrue aux perturbations et donc une société plus durable.

2. L'équité intergénérationnelle demande que le stock de ressources soit maintenu pour assurer un accès à peu près égal à ces ressources pour les différentes générations.

3. La préservation du capital naturel concorde avec l'opinion mondiale voulant que les autres espèces aient le droit de coexister avec les humains (1990, p. 51 et 52).

3.2 Les indicateurs d'un stock constant de capital naturel

Après avoir avancé de nombreuses raisons pour appuyer l'idée que la préservation du capital naturel constitue une condition d'un développement durable, Pearce et Turner reportent leur attention sur la signification à donner à l'idée de stock constant de capital naturel[15]. Il est bon de

[14] Ils utilisent l'expression «capital produit par l'homme», mais celle de capital fabriqué parait convenir davantage.

[15] Ils se demandent également si le stock à préserver devrait être les ressources existantes ou la réserve optimale, et ils parviennent à la conclusion que dans le cadre d'un plan destiné à faire face à l'incertitude et à l'irréversibilité, les ressources existantes devraient au moins être maintenues et même, dans le cas des pays pauvres, augmentées.

citer en entier les passages où ils s'efforcent d'expliquer ce que peut signifier la nécessité de conserver un stock constant de capital naturel :

«Il existe plusieurs interprétations. Tout d'abord, nous pourrions dire que le stock de capital est constant si sa *quantité physique* ne change pas. Mais il n'existe pas de façon d'additionner des quantités physiques différentes (des tonnes de charbon, des mètres cubes de bois, des litres d'eau, etc.). Dans la démarche économique traditionnelle, il faudrait attribuer une valeur monétaire à chaque type de ressource puis calculer la valeur monétaire globale de l'ensemble. Si nous pouvions procéder ainsi, soit de la même manière que pour les estimations de «la richesse nationale» (c'est-à-dire le stock de capital produit par l'homme), nous pourrions reformuler la nécessité de préserver le capital naturel selon la valeur réelle constante des biens naturels.

«Deuxièmement, nous pourrions aussi aborder la question selon la valeur unitaire des *services* du capital naturel. C'est-à-dire que nous pouvons examiner les *prix* des ressources naturelles et nous efforcer de les garder constants en termes réels. Dans la mesure où nous considérons que les prix reflètent effectivement une rareté absolue..., les prix réels constants signifieront aussi un stock constant de capital naturel. À cet égard, il se pose un problème évident : nombre de ressources n'ont pas de prix observables. Il nous faudrait trouver une manière de leur attribuer un prix implicite ou un prix «fictif».

«Enfin, nous pourrions imaginer une *valeur constante* des flux de ressources provenant du stock de capital naturel. Cette valeur est différente du prix constant, puisque nous laisserions les quantités décliner en faisant augmenter le prix afin de garder la valeur constante» (1990, p. 53).

Ces trois scénarios de Pearce et Turner sur la nécessité de maintenir le stock de capital naturel à un niveau constant peuvent être résumés comme suit :

1. La *quantité physique* du stock de ressources naturelles devrait demeurer inchangée.

2. La *valeur totale* des réserves de ressources naturelles devrait demeurer constante en termes réels.

3. La *valeur unitaire des services* des ressources naturelles, mesurée par le prix de ces dernières, devrait demeurer constante en termes réels.

4. La *valeur des flux de ressources* tirés du stock de ressources naturelles devrait demeurer constante en termes réels (lorsque le flux de ressources est le produit du prix et de la quantité employée).

Pearce et Turner reconnaissent que chacune de ces définitions de ce qui constitue une réserve constante de capital naturel présente certaines carences. Il est malaisé de mesurer physiquement le stock de capital naturel, puisqu'il est difficile d'additionner des quantités exprimées en unités différentes. Si les réserves de bois d'oeuvre augmentent alors que les gisements de gaz naturel diminuent, comment peut-on déterminer si le stock de capital naturel s'est accru, a diminué ou est demeuré constant?

Voilà pourquoi les auteurs proposent une deuxième version de ce qui constitue un stock constant de capital naturel. En évaluant chaque stock de ressources en termes monétaires, on peut mesurer la valeur totale du capital naturel. Le prix (ou le prix hors coûts d'extraction) des ressources peut servir à estimer la valeur du stock de capital, mais cette démarche soulève plusieurs problèmes. Premièrement, il n'existe pas de prix du marché pour des ressources telles que l'air, l'eau ou les étendues sauvages et il faudrait leur attribuer un prix fictif. Deuxièmement, lorsque ces prix existent, ils ne sont pas forcément utiles; ils peuvent être affectés par des imperfections du marché et par des taxes et faire abstraction des externalités reliées à la production et à l'utilisation de la ressource. De plus, ils ne tiennent pas adéquatement compte des intérêts des générations à venir. En d'autres mots, ils peuvent n'avoir que peu ou pas de pertinence normative pour évaluer les stocks de capital naturel.

D'autres difficultés découlent de l'utilisation du prix du marché pour évaluer les stocks de ressources naturelles afin de conserver constante leur valeur globale comme condition et indicateur de la pérennité. Le prix des ressources, ou prix net, reflète les conditions à la marge, et l'utilisation de cette variable pour évaluer l'ensemble des stocks est très critiquable, et pourrait donner des résultats pervers. Il est, par exemple, possible que le prix réel ou net d'une ressource s'accroisse, au même rythme ou plus rapidement que ne diminue le stock physique. Il en résultera que la valeur de cette ressource restera constante (ou croîtra) jusqu'à son

épuisement, ce qui va à l'encontre de la pérennité, étant donné que Pearce et Turner ont, eux-mêmes, récusé les techniques de réserve comme voie de sortie.

Cette éventualité ne tient pas du seul intérêt théorique. Si le prix ou le prix net de la ressource augmente à mesure de sa raréfaction, la valeur des stocks de ressources servant d'indicateur de pérennité donnera exactement le signal contre-indiqué au gouvernement. Tant que la valeur des stocks demeure constante ou qu'elle augmente, cet indicateur ne révélera pas de problèmes, même si le flux des ressources prend une valeur de plus en plus grande (mesurée par le prix) et que leur quantité diminue. Inversement, le gouvernement pourrait être amené à intervenir quand les stocks de ressources diminuent, même si cela est causé par une baisse de la valeur des flux de ressources (toujours mesurée par leur valeur monétaire).

Les troisième et quatrième définitions de ce qui constitue une réserve constante de capital naturel avancées par Pearce et Turner se fondent également sur les prix du marché, ce qui fait que les critiques que nous avons formulées au sujet du maintien de la valeur du stock de capital demeurent valables, et il n'y a pas lieu de les répéter. En raison de ces difficultés, il apparaît que la valeur des ressources ou des flux de ressources constituerait un indicateur de développement durable très peu fiable. L'utilisation d'un tel indicateur encouragerait des initiatives gouvernementales, qui pourraient exacerber le problème au lieu de le prévenir.

Dans la majeure partie de leur analyse de la mesure de la stabilité du stock de capital naturel, ils n'évoquent jamais la possibilité de substituer le capital fabriqué au capital naturel, possibilité qui constituait la pierre angulaire de l'approche néoclassique. On peut supposer que les idées de Pearce et Turner pourraient s'appliquer à la réserve *combinée* de capital naturel et fabriqué, puisque les générations actuelles et futures tirent leurs revenus de ces deux formes de capital. Bien qu'ils n'aillent pas si loin, ils affirment néanmoins que «l'on peut analyser la durabilité sur la base de la nécessité de préserver le stock de capital naturel... Jusqu'à quel point est-il possible d'échapper à cette nécessité? Cela dépend de la conviction que l'on entretient au sujet du degré de substituabilité des ressources épuisables par des ressources renouvelables, et du capital naturel par le capital généré par l'homme. Cela dépend également de la capacité qu'a le progrès technique de ramener la contribution de la ressource à un gain unitaire de niveau de vie» (1990, p. 52).

Étant donné l'importance que Pearce et Turner accordent à la préservation du stock de capital naturel en tant qu'indicateur de développement durable et le caractère prometteur de cette importante notion, il est malheureux qu'ils n'aient pas poussé plus loin leur examen des problèmes théoriques et pratiques que pose la mesure de ce capital. Il est en effet peu probable que de tels problèmes soient facilement surmontés. En fait, la mesure du capital est l'un des points les plus critiqués de la doctrine néoclassique par l'école postkeynésienne. Bien que celle-ci ne se soit absolument pas préoccupée des problèmes que pose l'interdépendance de l'économie et de l'environnement, il est possible de tirer des leçons de son analyse du capital (fabriqué) puisque les doutes exprimés au sujet de la conception néoclassique du capital s'appliquent également au capital naturel.

4 L'école postkeynésienne – La mesure du capital

Lorsque nous avons abordé les points de vue néoclassiques, dans la section 2 de cette analyse, nous nous sommes appuyés sur une fonction de production globale pour arriver à certaines observations concernant la substitution et la poursuite de la croissance économique qui, si elles sont valables, présentent un intérêt certain pour l'étude du développement durable. Le capital est l'une des variables de la fonction de production. Cette variable est censée représenter la somme de tous les biens d'équipement de l'économie. Dans la doctrine néoclassique, il y a un produit marginal du capital qui détermine, avec l'ensemble des autres utilités et produits marginaux pertinents, les prix pratiqués au sein de l'économie ainsi que la distribution des revenus entre les propriétaires fonciers, la main-d'oeuvre et le capital, ce qu'il est convenu d'appeler les facteurs de production.

Selon Joan Robinson et ses disciples, cette théorie néoclassique part du principe que l'on peut mesurer la quantité de capital indépendamment de son prix. Après tout, la distinction entre les prix et les quantités est essentielle à l'analyse néoclassique des marchés, et c'est sur l'interaction de multiples marchés ainsi que l'équilibre général au sein de ces derniers que se centre l'économie néoclassique.

Les modèles néoclassiques de production et de croissance examinés dans la section 2 utilisent

une mesure globale du capital (K dans les équations 1 et 2 présentées dans l'annexe A). Le prix est le dénominateur commun permettant d'additionner des choses telles des immeubles, des tracteurs, des tours et toute la gamme des biens d'équipement dans une valeur unique de capital, exprimée en unités monétaires et utilisée en tant que telle dans ces modèles. On constate immédiatement qu'il est difficile de mesurer la quantité de capital indépendamment du prix de celui-ci, si l'on utilise le prix de chaque bien d'équipement pour combiner différents éléments de capital en une quantité agrégée de capital.

Un autre aspect du problème de la mesure du capital montre lui aussi à quel point il est difficile d'établir une distinction entre la quantité du capital et son prix. Le prix d'un bien d'équipement reflète la valeur qu'il présente pour l'acheteur. Cette valeur provient de l'accroissement de production que rend possible, au bout d'un certain temps, l'acquisition de cet équipement. Pour pouvoir évaluer la valeur actualisée de cette production supplémentaire, et donc le prix maximum que l'acheteur paiera pour l'équipement en question, il faut faire appel à un taux d'intérêt. Selon l'économie néoclassique, le taux d'intérêt est le prix du capital déterminé par les marchés financiers. Par conséquent, nous tournons en rond; la quantité de capital dépend de sa valeur, sa valeur dépend du taux d'intérêt et le taux d'intérêt dépend de la quantité de capital[16].

De nombreux aspects du débat entre les néoclassiques et les postkeynésiens sortent du cadre de notre étude[17]. Par contre, les problèmes que pose la recherche d'une mesure satisfaisante du capital global sont au coeur de notre sujet. Les postkeynésiens ne se sont préoccupés que du capital fabriqué, mais leurs arguments sont tout aussi valables pour le capital naturel. L'école de Londres, qui a tellement insisté sur la préservation du stock de capital naturel, ne s'est pas occupée de ces questions[18]. De plus, les difficultés que pose la mise au point de mesures théoriquement valables et solides du stock de capital naturel pourraient être encore plus importantes que celles que les postkeynésiens ont reconnues relativement au capital fabriqué. Par exemple, les réserves *connues* de ressources non renouvelables, y compris les ressources recyclables, dépendent des prix actuels et prévus de la ressource, puisqu'ils constituent un stimulant à l'exploration. La valeur de telles réserves dépend de leur ampleur, des prix actuels et futurs, des coûts d'extraction ainsi que du taux d'intérêt. Les prix futurs dépendent de la demande future qui est fonction des revenus futurs. Ces derniers découlent en partie des réserves futures de capital naturel et fabriqué, qui dépendent elles-mêmes des décisions prises aujourd'hui au sujet de l'exploitation ou de la conservation des réserves connues de ressources et des décisions d'investir dans le capital fabriqué.

Il s'agit d'un système interrelié d'une énorme complexité, qui ne semble pas permettre d'établir une distinction claire entre la quantité de capital et le prix de celui-ci. Donc, même si l'on accepte que la nécessité de préserver le stock de capital constitue un préalable au développement durable, le problème de la mise au point d'indicateurs appropriés reste entier.

Ce que l'on a expliqué au sujet de l'école postkeynésienne n'est, en fait, que le point de départ de ce qui est devenu une critique en règle de l'économie néoclassique, critique qui rejette la théorie de la distribution des revenus fondée sur la productivité marginale[19]. Les postkeynésiens ont avancé pour la remplacer une théorie de la distribution du revenu au sein de laquelle le

---

[16]Pour défendre leur position, certains économistes néoclassiques ont avancé qu'il ne s'agit pas d'un cercle vicieux, mais plutôt d'une simultanéité. En d'autres termes, les économistes ont toujours admis que la myriade de prix et de quantités présente dans une économie de marché est corrélée et déterminée par l'interaction qui existe entre les nombreux acheteurs et vendeurs.

[17]On trouvera un aperçu de la position postkeynésienne sur la croissance économique, la distribution et d'autres questions macro-économiques dans Hamouda et Harcourt (1988). Pour un point de vue contraire sur la signification globale de la «controverse de Cambridge», on consultera Burmeister (1980), même si ce dernier concède «qu'il est évident qu'un regroupement théoriquement rigoureux de machines hétérogènes en un indice unique et solide du «capital» n'est possible que dans le cadre d'hypothèses extraordinairement restrictives» (1980, p. 154).

[18]L'école néoclassique ne s'en est pas non plus souciée. Par exemple, Herfindahl et Kneese (1974, p. 97) affirment ce qui suit : «Si l'on incorpore les ressources naturelles dans la fonction de production au même titre que le travail et le capital (fabriqué), on part implicitement de l'hypothèse que l'on a trouvé une unité permettant d'exprimer la quantité de ressources naturelles qui est intégrée à la production. Mais dans la pratique, on se heurte au même problème que dans la recherche d'un indice pour le capital. *Ce problème mis de côté...*» (l'italique est de nous).

[19]Cette théorie admet comme préalable la propriété des facteurs de production : terre, travail et capital. Lorsque le marché est en équilibre, les propriétaires des facteurs de production reçoivent une part de l'extrant économique total qui est déterminé en fonction de la valeur du produit marginal des facteurs dont ils sont propriétaires. Les propriétaires de terre, de capital et de travail ne se distinguent que par la nature des facteurs de production qui leur appartiennent, les principes sur lesquels le calcul de leur part de la production repose étant identiques.

capital ne joue plus «le double rôle que lui attribue la théorie néoclassique : i) en tant que facteur de production et ii) en tant que bénéficiaire du profit» (Ahmad, inédit). Cette dernière théorie ne reconnaît que le second de ces rôles, et selon la manière dont elle est formulée, elle amène à déterminer les parts relatives du capital (reçues par les capitalistes) et du travail (reçues par les travailleurs) sur la base d'éléments comme le désir d'investir des capitalistes et le taux d'épargne des différentes classes socio-économiques.

On s'éloignerait de l'objet de notre étude en développant d'avantage ces questions, mais dans la mesure où la distribution du revenu, de la richesse et de l'accès à l'environnement présente un intérêt du point de vue du développement durable, il convient de souligner que les leçons des diverses écoles de pensée économique sont aussi différentes à l'égard de cette question qu'au sujet de la nature même du capital.

5 Le capital naturel – À quel point ce concept est-il utile?

À divers points de cette analyse, nous avons souligné le fait que le capital fabriqué sert à la production et qu'il est lui-même le produit de l'économie, c'est-à-dire qu'il est un moyen de production fabriqué. L'environnement, par contre, ne résulte pas d'une production, bien qu'il puisse certainement être modifié et rendu plus ou moins productif, économiquement parlant, par l'intervention de l'homme. Certains économistes, surtout ceux de l'école néoclassique, ont tendance à minimiser la portée de cette distinction et quelques-uns (Herfindahl et Kneese, par exemple) l'ignorent complètement. Bien que la distinction entre le capital fabriqué et le capital naturel soit importante, elle remet d'emblée en question la conceptualisation de l'environnement en tant que capital.

Alfred Marshall, l'un des économistes les plus influents du début du siècle, a avancé certaines idées intéressantes à ce sujet. Comme le souligne Joseph Potvin (1990, p. 15-16), il établit une distinction entre le capital et la terre, «cette dernière étant les agents naturels... en considérant qu'ils incluent tous les cadeaux de la nature tels que les gisements miniers, les pêcheries, etc. qui fournissent un revenu» (1920, chapitre 4)[20]. Il soutient que «la terre n'est une forme particulière de capital que *du point de vue de chaque producteur*» (l'italique est de nous) et que les fermiers s'efforceront de combiner toutes leurs ressources, y compris la terre, d'une manière qui maximisera leurs profits. Il ajoute qu' «il existe une différence du point de vue de la société. Si une personne possède une ferme, cela réduit l'étendue des terres que d'autres peuvent avoir. L'exploitation de son domaine ne s'ajoute pas à l'exploitation d'une ferme par d'autres personnes mais la remplace; par contre, s'il investit dans l'amélioration de son terrain ou des bâtiments qui s'y trouvent, il ne limitera pas de façon notable les opportunités que d'autres ont d'investir du capital dans des améliorations semblables».

La raison fondamentale qui fait que la terre ne constitue pas un capital est que «la terre est un fonds permanent et fixe alors que les dispositifs fabriqués par l'homme... sont un flux que l'on peut accroître ou diminuer... Si un pays *dans son ensemble* constate que ses stocks de machines à raboter ou de charrues sont trop importants ou trop restreints, il peut redistribuer ses ressources. Il peut obtenir de plus grandes quantités de ce qui lui manque tout en réduisant graduellement les stocks qu'il possède en trop grande abondance; *mais il ne peut faire cela avec ses terres*; il peut cultiver davantage ses terres mais il ne peut en obtenir davantage» (en italique dans l'original). En d'autres termes, le capital est un moyen de production fabriqué, ce que n'est pas l'environnement[21].

Marshall tire cette conclusion remarquable : «Ces considérations nous amènent à répéter ... qu'un homme d'État visionnaire se sentira davantage responsable à l'égard des générations futures lorsqu'il légifère au sujet de la terre qu'au sujet des autres formes de richesse; de plus, du point de vue économique et du point de vue éthique, la terre doit toujours et partout être classée comme un élément séparé.»

Potvin a commencé à étudier ce qui se produit quand on assimile l'environnement au capital dans les efforts déployés pour l'inclure dans les modèles macro-économiques actuels (Potvin, 1989) si l'environnement se voit accorder une valeur monétaire et s'il est traité de la même

[20]Les commentaires de Marshall sur la distinction entre la terre et le capital sont si intéressants et si bien formulés qu'une bonne partie de cette section s'inspire directement de «Principes d'économie politique».

[21]On peut considérer que des ressources renouvelables telles que les forêts et les pêches ressemblent davantage à un capital selon la définition néoclassique. Quoique ces ressources puissent épuiser si on les exploite trop intensément, et quoique la fertilité de la terre puisse également s'épuiser, les ouvrages spécialisés admettent pratiquement tous que le développement durable exige que l'on se fixe des objectifs de gestion des ressources renouvelables fondés sur un rendement soutenu.

façon que le capital fabriqué. Potvin souligne certaines des conséquences néfastes que peut avoir la politique qui est recommandée sur la base de tels modèles, si l'on utilise des méthodes incorrectes pour attribuer une valeur au capital environnemental; l'environnement peut se dégrader et s'épuiser trop rapidement si l'on attribue une valeur trop faible au capital environnemental en se fondant sur l'hypothèse erronée qu'un capital fabriqué de valeur égale ou supérieure viendra s'y ajouter. Ses commentaires sont tout aussi valables dans le cadre des efforts similaires qui sont faits pour attribuer une valeur à l'environnement dans un système de comptabilité nationale modifié.

S'il existe des raisons solides de ne pas traiter l'environnement simplement comme une autre forme de capital, on doit s'efforcer de trouver d'autres manières de l'intégrer à l'analyse économique.

6 L'école de la thermodynamique – L'économie et les lois de la nature

Puisque nous avons déjà émis l'idée qu'il faut explorer davantage la question de la mesure du stock de capital naturel et que le fait de traiter l'environnement comme un capital pose des problèmes, il est intéressant de se pencher sur les efforts déployés par des économistes tels que Boulding (1966), Ayres et Kneese (1969), Victor (1972), Georgescu-Roegen (1979; 1975), Daly (1977) et Perrings (1987). Nous résumerons leurs écrits au sein de ce que nous appellerons ici l'école de la thermodynamique. Ces auteurs, et d'autres, se sont efforcés de montrer comment les lois fondamentales de la physique permettent de comprendre l'économie.

Nous devons prendre en considération deux courants d'analyse. Le premier, que l'on décrit parfois comme l'approche des bilans matière-énergie, se fonde sur la première loi de la thermodynamique, celle de la conservation de la matière et de l'énergie. Selon cette loi, l'activité économique ne peut créer ou détruire la matière ou l'énergie, elle ne peut que la réaménager[22]. Par conséquent, toute la matière première et toute l'énergie utilisées par l'économie doivent en définitive être retournées à l'environnement. Leur forme peut avoir changé, mais ce qui provient de l'environnement doit être équilibré, à un moment ou à un autre, par une quantité égale de résidus qui lui sont restitués.

Cette façon de concevoir l'économie soulève des questions intéressantes. Elle suppose en effet qu'il existe une forme ou une autre de démarcation claire entre l'économie et l'environnement qui, en pratique, peut être difficile à définir. Par exemple, le minerai qui est sous terre fait-il partie de l'économie ou ne s'y intègre-t-il qu'une fois extrait? De quelle façon les immeubles et les routes devraient-ils être considérés, comme une partie de l'économie ou comme une partie de l'environnement? Il s'agit là de questions taxonomiques mises en lumière par le concept des bilans matière-énergie, et il faut y répondre si l'on veut pouvoir situer l'économie au sein de son contexte environnemental.

Alors que la plupart des économistes de cette école se sont concentrés essentiellement ou exclusivement sur la première loi de la thermodynamique, Georgescu-Roegen a, pour sa part, affirmé que c'est la deuxième qui est la plus importante du point de vue économique. Il la décrit ainsi à l'intention du profane : «La chaleur ne se transmet d'elle-même que du corps chaud au corps froid, jamais inversement... C'est la thermodynamique... qui établit la distinction qualitative que les économistes auraient dû faire d'emblée entre les intrants de ressources précieuses (basse entropie) et les extrants de déchets sans valeur (haute entropie)» (Georgescu-Roegen, 1975, p. 351-353).

Ainsi, selon Georgescu-Roegen, dont les idées sont renforcées par celles de Daly et de Perrings, l'activité économique transforme l'énergie et la matière de basse entropie (ce que l'on peut considérer comme une forme hautement organisée de flux de matières premières et d'énergie) en énergie et matière de haute entropie (énergie et matières premières fortement désorganisées). Par exemple, pour accéder à l'énergie chimique contenue dans le gaz, le pétrole ou le charbon, la combustion de combustibles fossiles doit transformer des matières premières très organisées en particules et gaz largement dispersés. Cette énergie est libérée sous forme de chaleur par un processus *irréversible* (sans un apport d'énergie supérieur à la quantité d'énergie libérée en premier lieu).

La nature entropique de l'activité économique explique pourquoi il est impossible de parvenir à un recyclage à 100% au sein d'un système

[22]De plus, sauf en ce qui concerne les quantités minuscules de matière transformée en énergie dans les réacteurs nucléaires, les quantités de matière et d'énergie recensées séparément ne sont pas touchées par l'activité économique.

fermé[23]. À très long terme, la deuxième loi de la thermodynamique, dont découle le caractère inévitable de l'accroissement de l'entropie, mène à conclure qu'un développement durable constitue un objectif impossible, voire même absurde. Mais il s'agit effectivement d'une perspective à très long terme exigeant un horizon de planification d'ordre quasi astronomique. Si nous nous limitons aux ressources d'une seule planète qui reçoit un apport continu et durable d'énergie solaire, il y a lieu de s'interroger sur le bien-fondé de la perspective entropique. Elle fournit cependant certains éléments de réflexion intéressants qui ont une portée plus immédiate.

Premièrement, elle nous rappelle qu'il peut exister des mesures physiques du capital naturel dont on peut se servir pour englober dans un tout les éléments constitutifs de la réserve de capital indépendamment des prix. Les efforts déployés durant les années 1970 pour mettre au point des méthodes de comptabilisation de la quantité d'énergie consommée directement et indirectement dans tous les produits n'est qu'un exemple d'une telle démarche[24].

Deuxièmement, comme nous l'avons déjà fait remarquer, il n'est pas possible de recycler complètement les produits manufacturés. Le système économique exigera toujours un apport continu de ressources prélevées sur l'environnement et produira toujours des résidus qu'il faudra y évacuer. Dans le contexte du développement durable, où il n'est pas impensable de se référer à un horizon temporel de 100 ans ou davantage, la quasi-totalité des éléments qui constituent la réserve de capital fabriqué d'une économie doit être remplacée. Les contraintes qu'une telle entreprise impose au capital naturel ne sont certainement pas négligeables.

Troisièmement, dans une économie en croissance, même si l'on pouvait faire passer le recyclage des minerais de zéro (pour la plupart d'entre eux, sauf pour ceux que l'on brûle, on est déjà parvenu à un chiffre bien supérieur à zéro) à cent pour cent (un objectif irréalisable), la demande ainsi réduite de minerais supplémentaires provenant de sources vierges serait équivalente à la quantité nécessaire durant une période de doublement. Le tableau 1 illustre bien ce phénomène.

Cet exemple montre que, dans les deux cas, le total de l'utilisation des ressources est identique chaque année. Au bout de 10 ans, lorsque l'utilisation a doublé, on prélève deux fois plus de ressources vierges en l'absence de recyclage qu'avec un recyclage complet. Cette relation demeure constante par la suite. Le passage d'un recyclage nul à un recyclage complet (qui est considérablement supérieur aux possibilités actuelles) a pour effet d'ajouter une période de doublement à la demande croissante de ressources vierges. Cet effet est important, mais il n'empêche pas l'épuisement d'une ressource qui diminue sans cesse.

Finalement, l'école de la thermodynamique nous incite à envisager le développement durable

[23]La terre est en fait un système fermé du point de vue de la matière, mais un système ouvert en ce qui concerne l'énergie puisqu'elle reçoit d'énormes quantités d'énergie en provenance du soleil.

[24]Dans le cadre de cette méthode, il est difficile de tenir compte des différences qualitatives des diverses formes d'énergie. La valeur de chaque produit de l'énergie ne se calcule pas simplement en joules.

Tableau 1 : Exemple hypothétique des effets du recyclage des matières premières sur l'utilisation des ressources dans un contexte de croissance (tonnes)

	Recyclage nul			Recyclage complet		
Année	Utilisation d'une ressource vierge	Utilisation d'une ressource recyclée	Total	Utilisation d'une ressource vierge	Utilisation d'une ressource recyclée	Total
1990	10	0	10	10	0	10
2000	20	0	20	10	10	20
2010	40	0	40	20	20	40
2020	80	0	80	40	40	80

comme une opération à long terme. Par exemple, quelle est l'importance de l'observation de Georgescu-Roegen voulant que l'effort d'industrialisation, au cours des deux derniers siècles, ait été marqué par le passage de la dépendance à l'égard des ressources renouvelables aux stocks et flux importants, mais difficiles à régulariser (comme l'énergie solaire), à une dépendance à l'égard des ressources épuisables, dont les réserves sont relativement faibles, mais dont les flux peuvent être temporairement accrus à volonté (comme les combustibles fossiles)? Les économistes peuvent difficilement incorporer le long terme dans leur analyse, car ce qu'on peut considérer comme constant pendant une courte période (la structure fondamentale de l'économie, le genre de marchandises fabriquées, les cadres juridique et politique dans lequel l'économie fonctionne) ne restera pas immuable. C'est pourquoi il sera nécessaire que les économistes appréhendent mieux les bases biophysiques de l'activité économique s'ils veulent être des participants crédibles dans les discussions sur le développement durable[25].

6.1 Les indicateurs thermodynamiques du développement durable

Daly (1989) a proposé quatre principes opérationnels pour le développement durable. Il ne prétend pas être parvenu à une série de principes complètement définis, son but étant plutôt de contribuer à leur élaboration[26]. On peut juger de l'utilité pratique d'un principe par les mesures qu'il permet d'établir. Si l'effet de l'adoption et de l'application de chaque principe ne peut être mesuré par une forme quelconque d'indicateur, son utilité est sujette à caution. Il est donc utile d'examiner les principes de Daly en fonction du rôle qu'ils peuvent jouer comme fondements d'indicateurs du développement durable.

1. *«La règle essentielle est qu'il faut limiter les peuplements humains à un niveau qui, s'il n'est pas optimal, ne dépasse du moins pas la capacité d'absorption de l'environnement, et est donc soutenable.»*

   La mesure de la capacité d'absorption dépasse le champ de l'économie. Cependant, si elle peut être mesurée, elle ne devrait pas, conformément à ce principe, être dépassée par la combinaison du nombre d'habitants et du niveau moyen de consommation des ressources par habitant. Il est possible de mesurer ces variables mais, sans l'évaluation parallèle de la capacité d'absorption, on ne peut guère les utiliser comme indicateurs du développement durable.

2. *«Le progrès technologique destiné à favoriser le développement durable devrait accroître l'efficacité plutôt que la circulation des ressources. En limitant l'ampleur de cette circulation, on devrait susciter une telle réorientation technologique.»*

   Mais la mesure de la circulation totale au sein d'une économie est extrêmement complexe. Il serait plus censé de se concentrer sur les intrants et les extrants de matières premières et d'énergie qui lient l'économie et l'environnement et qui sont reliés à des facteurs limitatifs spécifiques[27].

3. *En ce qui concerne les ressources renouvelables, «le taux d'exploitation ne devrait pas dépasser le taux de régénération et la production de déchets ne devrait pas être supérieure à la capacité d'assimilation renouvelable de l'environnement».*

   Il est facile de mesurer le taux d'exploitation et la production de déchets, et la plupart des économies enregistrent déjà partiellement ces variables importantes. Toutefois, le taux de régénération ainsi que la capacité d'assimilation de l'environnement, qui ne sont pas eux-mêmes sans relation, sont beaucoup plus difficiles à mesurer et les données existantes sont beaucoup plus rares.

4. *«Les ressources non renouvelables ne devraient être exploitées qu'à un rythme égal à celui de la création de substituts renouvelables.»*

[25]Même Keynes n'a envisagé que des opérations à court terme dans son ouvrage *General Theory of Employment, Interest and Money*, avec son célèbre commentaire «à long terme, nous serons tous morts». C'est peut-être aujourd'hui seulement qu'on commence à comprendre ce qu'il voulait dire.

[26]Daly n'a pas traité de l'applicabilité de ces principes à des régions spécifiques de la planète. S'ils sont appliqués à une échelle plus petite que le niveau global, un ensemble de conditions limites doit être établi pour préciser et peut-être même limiter la mesure dans laquelle le développement, dans une région donnée, peut dépendre des interactions économiques et environnementales avec d'autres régions.

[27]Ce sont les répercussions de tels facteurs limitatifs pour l'activité économique de l'Ontario qui sont au centre des travaux effectués actuellement dans cette province. Voir l'annexe B.

Cette règle évoque l'appel de Pearce et Turner en faveur de la préservation au stock de capital naturel et vise spécifiquement le problème de l'épuisement inévitable des ressources non renouvelables effectivement utilisées[28]. En l'absence de ressources renouvelables et non renouvelables constituant des substituts parfaits, il est à l'évidence difficile de déterminer si la création d'une ressource renouvelable suffit en fait à compenser l'exploitation d'une ressource non renouvelable. Daly n'indique pas comment cela pourrait être décidé. Néanmoins, il est relativement aisé de mesurer l'utilisation des ressources non renouvelables, beaucoup plus en tout cas que de mesurer les réserves de ressources restantes, bien que cette mesure soit tout aussi importante.

[28]L'application de cette règle suppose une modification de la règle précédente : le taux d'exploitation devrait être maintenu *en dessous* du taux de régénération et suffisamment bas pour compenser l'épuisement des ressources non renouvelables.

7 Conclusion

Nous avons abordé dans cette étude la question des indicateurs de développement durable du point de vue de la théorie du capital. À ce titre, nous avons bénéficié de certaines conclusions sur la nature du capital auxquelles sont parvenus les économistes après bien des années de travaux sur le sujet. Mais nous avons hérité, par le fait même, des questions qui demeurent en suspens dans la théorie du capital, notamment celles de la substitution et de l'agrégation d'éléments différents, et qui suscitent des difficultés évidentes lorsque l'on s'efforce d'appliquer cette théorie à la notion de développement durable. Les idées émises par Marshall au sujet des différences qui existent entre la terre et le capital nous ont amenés à explorer le travail ambitieux de l'école de la thermodynamique, laquelle souligne l'importance de comprendre les caractéristiques biophysiques sous-jacentes à l'activité économique.

Remerciements

L'auteur remercie vivement D. Butterfield, T. Burrell, E. Hanna, A. Kubersi, J. Potvin et ses autres collègues du CCCE pour les commentaires qu'ils ont bien voulu faire au sujet d'une version antérieure du présent texte. Il désire signaler à ses lecteurs qu'il a apporté d'autres modifications à cette version après le colloque.

Bibliographie

Ahmad, S. (non publié)

Ayres, R. et A.V. Kneese. Production, Consumption and Externalities. *American Economic Review*, nº 59, pp. 282-297, 1969.

Barnett, H.J. et C. Morse. *Scarcity and Growth: The Economy of Natural Resource Scarcity*. John Hopkins University Press, Baltimore et Londres, 1963.

Bartelmus, P. *Sustainable Development: A Conceptual Framework*. Document de travail nº 13, Département des affaires économiques internationales et sociales, Nations Unies, New York, 1989.

Boulding, K. The Economics of the Coming Spaceship Earth. Dans *Environmental Quality in a Growing Economy*, H. Jarrett (dir. de publ.). John Hopkins University Press, Baltimore et Londres, 1966.

Brown, G.M. et B. Field. The Adequacy of Measures for Signaling the Scarcity of Natural Resources. Dans *Scarcity and Growth Reconsidered*, V.K. Smith (dir. de publ.). John Hopkins University Press, Baltimore, Baltimore et Londres, 1979.

Burmeister, E. *Capital Theory and Dynamics*. Cambridge University Press, Londres, 1980.

Daly, H. *Steady-State Economics*. San Francisco, W.H. Freeman and Company, 1977.

Daly, H. Sustainable Development: From Concept and Theory towards Operational Principles. *Population and Development Review*. Numéro spécial de la Conférence de 1989 de la Hoover Institution, 1989.

Dasgupta, P. et D. Heal. *Economic Theory and Exhaustible Resources*. Cambridge University Press, Londres, 1979.

Fisher, A. *Resource and Environmental Economics*. Cambridge University Press, 1981.

Georgescu-Roegen, N. Energy and Economic Myths. *Southern Economic Journal*, nº 41, p. 3, 1975.

Georgescu-Roegen, Nicholas. Comments on the Papers by Daly and Stiglitz. Dans *Scarcity and Growth Reconsidered*, V.K. Smith (dir. de publ.). Baltimore et Londres, Johns Hopkins University Press, 1979.

Harcourt, G.G. *Some Cambridge Controversies in the Theory of Capital*. Cambridge University Press, Cambridge, 1972.

Hamouda, O.F. et G. Harcourt. Post Keynesianism: From Criticism to Coherence? *Bulletin of Economic Research*, nº 40, p. 1, 1988.

Herlindahl, O., et A.V. Kneese. *Natural Theory of Natural Resources*. Charles E. Merrill Publishing Company, Columbus, Ohio, 1974.

Hotelling, H. The Economics of Exhaustible Resources, *The Journal of Political Economy*, vol. 39, 1931.

Keynes, J.M. *Théorie générale de l'emploi, de l'intérêt et de la monnaie*. Cambridge University Press, Cambridge, 1936.

Krutilla, J.V. Conservation Reconsidered. *American Economic Review*, nº 47, pp. 777-786, 1967.

Marshall, A. *Principes d'économie politique*, Gordons & Breach, Paris-Londres, 1920.

Pearce, D. et R. Turner. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, New York, 1990.

Perrings, C. *Economy and Environment: A Theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems*, Cambridge University Press, Cambridge, 1987.

Pezzy, J. *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*. Banque mondiale, Département de l'environnement, Document de travail nº 15, 1989.

Potvin, J.R. Alternative Notions of Geosphere/Biosphere in Economics: A Note on Words and Meanings. Environnement Canada, Hull (Québec). Photocopie, 1989.

Potvin, J.R. *Economic-Environmental Accounts: A Conspectus on Current Developments*. Rawson Academy of Aquatic Science, Occasional Paper Series, nº 3, Ottawa, 1990.

Scott, A.D. *Natural Resources: The Economics of Conservation*. University of Toronto Press, Toronto, 1955.

Slade, M.E. Trends in Natural Resources Commodity Prices: An Analysis of the Time Domain. *Journal of Environmental Economics*, vol. 9, nº 2, 1982.

Smith, V.K. (dir. de publ.) *Scarcity and Growth Reconsidered*, John Hopkins University Press, Baltimore et Londres, 1979.

Solow, R. Richard T. Ely Lecture: The Economics of Resources, or the Resources of Economics. *American Economic Review*, nº 64, pp. 1-14, 1974.

Stiglitz, J.E. The Viability Issue: Is Sustainable Growth Possible in the Presence of Exhaustible Natural Resources? Dans *Scarcity and Growth Reconsidered*, V.K. Smith (dir. de publ.). John Hopkins University Press, Baltimore et Londres, 1979.

Victor, P. *Pollution: Economy and Environment*. University of Toronto Press, Toronto, 1972.

Annexe A
La théorie néoclassique examinée d'un peu plus près

Nous faisions ressortir dans la section 2 quelques-unes des grandes idées des économistes néoclassiques qui peuvent s'appliquer à la question du développement durable. On trouve dans la présente annexe une revue plus détaillée des mêmes ouvrages, qui s'appuie notamment sur les travaux de Dasgupta et Heal (1979).

Nous présentons ci-après le modèle analytique de Dasgupta et Heal, qui utilisent une fonction de production de Cobb-Douglas pour décrire la technologie de production de l'économie à un niveau agrégé[29] :

$$Y = K^a R^b L^c \qquad (1)$$

où $a,b,c > 0$

et $a + b + c = 1$

Y = la production
K = le capital
R = les ressources
L = le travail

L'une des caractéristiques d'une fonction de production de Cobb-Douglas est que l'élasticité de substitution entre les intrants est égale à un. Cette élasticité indique le changement en pourcentage du rapport entre le capital et les ressources qui serait induit par un changement en pourcentage de leurs prix relatifs. Il s'agit du concept auquel les économistes font le plus fréquemment appel pour mesurer la facilité avec laquelle on peut substituer des intrants. Dans une fonction de production de Cobb-Douglas, une augmentation de x % dans le rapport entre les prix des ressources et ceux du capital amènerait une diminution de x % du rapport entre la quantité de ressources et celle de capital.

Pour revenir à la question d'une production soutenue avec des ressources épuisables, Dasgupta et Heal montrent, au moyen d'une fonction de production de Cobb-Douglas «que la question cruciale qui en ressort est de savoir si *a* est ou non supérieur à *b*. Cela ne devrait pas nous étonner vraiment. En effet, ces deux paramètres représentent l'élasticité de la production des points de vue du capital reconstituable et des ressources épuisables. Dans les grandes lignes, si *a* est supérieur à *b*, le capital fixe est suffisamment important pour qu'un niveau de production puisse être maintenu de façon permanente, en dépit d'une diminution des ressources naturelles. Il s'agit, pour y parvenir, d'accumuler le capital à un rythme suffisamment rapide» (Dasgupta et Heal 1979, p. 200).

Bien que, dans leur ouvrage, Dasgupta et Heal s'attachent explicitement à l'aspect théorique plutôt qu'à l'aspect pratique de la question, ils avancent l'opinion que *a* est en fait plus grand que *b*, «ce qui constitue probablement la conjecture la plus probable que l'on puisse hasarder à l'heure actuelle. En se basant uniquement sur les parts des facteurs (qui, dans un cadre de référence de Cobb-Douglas où la concurrence est parfaite, sont égales aux exposants pertinents de la production), on peut imaginer que *a* est quelque quatre fois supérieur à *b*» (1979, p. 205). Ainsi, *même en l'absence de progrès technologique*, il ne semble pas que l'épuisement d'une réserve de ressources constitue une entrave au développement durable, la production économique pouvant être maintenue ou même être accrue indéfiniment. Lorsque l'on tient compte du progrès technologique, la possibilité de parvenir à une augmentation soutenue de production augmente encore davantage[30].

A.1 Certaines difficultés soulevées par l'approche néoclassique

Puisque la fabrication de biens d'équipement exige des ressources, il semblerait évident que le remplacement de celles-ci par un capital fabriqué sera limité par l'importance des ressources auxquelles il faudra recourir pour accroître ce capital. La chose sera encore plus difficile si l'exploitation du capital requiert un apport supplémentaire de ressources pour fournir de l'énergie ou des matières premières avec lesquelles travailler, ou encore les deux[31].

---

[29]Dasgupta et Heal excluent le travail de leur fonction de production puisque, par hypothèse, la quantité de travail reste constante. Dans cette annexe, le travail est intégré à la fonction de production afin de présenter une image complète, même si ce facteur ne touche aucun des résultats.

[30]Si l'élasticité de substitution excède l'unité, et ce, *pour toute la gamme des combinaisons possibles de capital et de ressources*, il est possible de maintenir un niveau constant de consommation par habitant, même si la base de ressources décline et même si la part de revenus reçue par les propriétaires des ressources 'b' dépasse celle des propriétaires de capital 'a'.

[31]Plusieurs auteurs, notamment Daly (1989) et Bartelmus (1989), ont souligné les différences qui existent entre le capital que l'on peut substituer aux ressources et le capital complémentaire aux ressources.

Étant donné l'importance accordée aux résultats auxquels sont arrivés Dasgupta et Heal et d'autres économistes éminents, il est bon de vérifier de quelle façon ces résultats changent lorsque l'on établit une distinction entre capital et ressources, en admettant que les ressources sont un cadeau de la nature et qu'il faut des ressources pour produire du capital. On peut y parvenir par une deuxième équation, qui complète celle que nous avons présentée précédemment :

$$K = K^d R^e L^f \qquad (2)$$

où $d,e,f > 0$

et $d + e + f = 1$

L'équation 2 est une fonction de production de Cobb-Douglas montrant comment on produit du capital à partir de capital, de ressources et de travail. La combinaison de l'équation 2 et de l'équation 1 donne l'équation 3 :

$$Y = K^{ad} R^{(ae+b)} L^{(af+c)} \qquad (3)$$

L'équation 3 est une nouvelle fonction de production globale qui est également de forme Cobb-Douglas, mais qui intègre l'une des deux caractéristiques particulières du capital, à savoir qu'il s'agit d'un moyen de production produit[32]. Selon le raisonnement de Dasgupta et Heal, le capital est substituable aux ressources pour que la production soit maintenue indéfiniment malgré le déclin des stocks de ressources, si $ad > ae + b$ ou, de manière équivalente, si $a(d - e) > b$.

Par hypothèse, d et e sont tous deux positifs et inférieurs à 1. Donc, $d - e$ est inférieur à 1. Il s'ensuit que $a > b$ n'entraîne pas nécessairement que $a(d - e) > b$. Aussi, bien que les valeurs de a et b puissent remplir la condition formulée par Dasgupta et Heal pour constituer une solution à l'épuisement des ressources, elles ne remplissent pas nécessairement la condition semblable imposée lorsque le capital est produit à partir de ressources. À l'évidence, la situation se complique encore plus lorsque l'on tient compte des ressources nécessaires à l'exploitation du capital.

On peut pousser cette analyse un pas plus loin. En résolvant l'équation 2 relative au capital et en remplaçant l'expression du capital dans l'équation 1, il est possible d'aboutir à une autre fonction de production de Cobb-Douglas dans laquelle la production n'est fonction que des ressources et du travail :

$$Y = R^{(ae/(1-d)+b)} L^{(af/(1-d)+c)} \qquad (4)$$

Dans l'équation 4, le capital a complètement disparu et la production n'est plus liée qu'aux ressources non produites. Toute possibilité de résoudre un problème d'épuisement des ressources en leur substituant du capital s'est évaporée[33].

Une deuxième limite inhérente aux résultats de l'analyse néoclassique de Dasgupta et Heal (limite dont les deux auteurs et d'autres économistes sont pleinement conscients), réside dans le fait que le potentiel de substitution de capital aux ressources peut décliner à mesure que le rapport entre le capital et les ressources augmente. La plupart des formules néoclassiques de la fonction de production, y compris celle de Cobb-Douglas, partent du principe que cela ne sera pas le cas. De la même façon, on peut concevoir que le progrès technologique soit assujetti à un phénomène de rendements décroissants et qu'il finisse par ne plus pouvoir compenser pleinement l'épuisement continu de la réserve de ressources. Certains économistes affirment que cela se produit surtout en ce qui concerne la capacité du progrès technologique d'offrir des substituts à certains services de l'environnement naturel[34].

Georgescu-Roegen (1979) souligne une troisième limite à ce type d'analyse en déclarant que les fonctions de production du type auquel correspondent les équations 1 et 2 confondent les variables de «flux» avec les variables de «fonds». Par exemple, il est préférable d'envisager l'intrant de travail symbolisé par L en termes de journées-personnes, la mesure du flux des services fournis par la main-d'oeuvre. De la même façon, R mesure le flux des services provenant de ressources naturelles. K, toutefois, mesure la réserve de capital et non pas ses services. L, R et K ne sont donc pas directement comparables[35].

---

[32]Cette formule exclut le facteur temps qui devrait être inclus dans un traitement plus détaillé.

[33]J'aimerais remercier ici Dave Butterfield pour ce résultat.

[34]Krutilla ainsi que d'autres économistes ont accordé beaucoup d'importance au rôle asymétrique que joue le progrès technique. Alors qu'il peut accroître la réserve de capital de l'économie, et donc la capacité qu'a celle-ci de produire des denrées, il parvient beaucoup moins bien à accroître les ressources de terres sauvages (Krutilla 1967).

[35]«La façon bâclée avec laquelle les facteurs sont définis est une autre conséquence de la propension aux exercices papier-crayon» (Georgescu-Roegen, 1979, p. 98).

Annexe B
Les indicateurs, les modèles et les contraintes – Description générale des travaux en cours

De nombreux travaux, de par le monde, s'efforcent de définir et de mesurer le développement durable. Des organismes internationaux tels que les Nations Unies et la Banque mondiale mettent au point de nouvelles manières d'aborder les comptes nationaux de façon à ce qu'on y tienne mieux compte de la dégradation de l'environnement et de l'épuisement des ressources. Des travaux similaires ont lieu au niveau national dans certains pays, incluant le Canada, où l'intérêt pour ces questions se manifeste également au niveau provincial et territorial. Parmi ces efforts, nous décrivons brièvement dans cette annexe les travaux de recherche lancés récemment en Ontario par une équipe d'économistes et de spécialistes de l'environnement dont l'auteur fait partie[36].

Plusieurs caractéristiques particulières distinguent cette approche, y compris la manière dont elle aborde le capital sous toutes ses formes :

1. À la base du système de production économique, il existe un système de production naturel qui impose des limites au système économique. Ces limites sont représentées par une série de six facteurs environnementaux essentiels constituant les contraintes ultimes qui s'exercent sur l'activité économique et dont tout programme de développement durable doit tenir compte : la superficie, l'air, l'eau, les minéraux, le pool génétique et le rayonnement solaire. En définitive, c'est l'emploi plus ou moins efficace de ces facteurs qui détermine ce que l'on peut réaliser dans le cadre d'un développement durable.

2. On réunit actuellement au sein d'une base de données relationnelles une vaste somme de renseignements sur l'économie de l'Ontario, y compris la demande exercée sur les six facteurs précités et les ressources à risque (par exemple les êtres humains, la flore et la faune, les immeubles et les structures).

3. On s'efforce de créer un système comptable incorporant les données économiques et non économiques dans un cadre de référence cohérent.

4. On élabore un modèle intrants-extrants amélioré de l'économie de l'Ontario qui intègre l'accumulation de capital fabriqué, tient compte des différentes techniques auxquelles peuvent faire appel divers secteurs économiques, situe l'activité au niveau infraprovincial, inclut explicitement les industries de la protection de l'environnement et du recyclage et incorpore des liens quantitatifs entre les divers secteurs de l'économie et les six facteurs environnementaux essentiels.

Bien que de nombreux ouvrages aient été consacrés au concept du développement durable, on ne s'accorde pas sur ce qui pourrait constituer une série satisfaisante d'indicateurs de cette durabilité. Toutefois, on admet généralement que l'un des principaux éléments d'un développement durable est le respect des contraintes que l'environnement exerce sur l'activité économique. L'absence de consensus à l'égard des indicateurs résulte de divergences d'opinion au sujet de la nature et des caractéristiques de ces contraintes.

Une bonne partie de cette étude porte, dans un certain sens, sur le maintien du stock de capital en tant que condition de développement durable. Par conséquent, il est possible de délimiter des indicateurs de développement durable en explorant, entre autres solutions, ce que recouvre la notion de stock constant de capital, surtout lorsqu'il est tenu compte des possibilités de substitution entre ses parties constitutives. L'examen des théories des différentes écoles de pensée économique a permis de suggérer diverses idées à cet égard, mais malheureusement, de nombreuses questions devront encore être résolues avant que l'on puisse mettre au point une méthode réaliste et théoriquement valable pour mesurer le stock de capital.

B.1 Une approche différente de la question des indicateurs

La méthode que nous venons de décrire aborde de façon indirecte la question des indicateurs de développement durable. Elle permet d'analyser les incidences de différentes séries de contraintes sans se lier d'emblée à une série donnée. Une fonction objective sera établie selon des références relativement traditionnelles

[36]Ce travail a été entrepris par *VHB Research and Consulting Inc.* et *Econometrics Research Limited (VHB-ERL)* en vertu d'un contrat octroyé par le ministère de l'Environnement de l'Ontario. Les opinions que nous résumons ici ne sont pas nécessairement celles de ce ministère.

comme l'optimisation de la valeur ajoutée. La réalisation de cet objectif sera limitée par les fonctions de production globales de l'économie (exprimées par les relations intrants-extrants standard, compte tenu dans une certaine mesure des techniques de remplacement). Des contraintes supplémentaires seront imposées afin de limiter la possibilité, pour l'économie, d'empiéter sur chacun des six facteurs environnementaux essentiels et sur tout facteur de nature à restreindre l'activité économique. Des limites pourraient donc être imposées à la somme de travail disponible, à l'importance du déficit commercial, aussi bien qu'aux effluents dont le rejet dans l'environnement est autorisé et aux ressources que l'on peut extraire de l'environnement.

Une fois le modèle déterminé, un prix fictif sera attribué à chaque contrainte. Si l'une d'elles n'est pas absolue, c'est-à-dire si elle ne limite pas la réalisation de l'objectif, son prix fictif sera de zéro. Si une contrainte est absolue, son prix fictif reflétera la manière dont tout changement unitaire dans la contrainte modifierait la valeur ajoutée à l'économie. Dans l'ensemble, le fait d'imposer au modèle des contraintes conçues pour conserver au concept de développement durable son sens et son but contribuera à révéler le degré d'ajustement qui pourrait être nécessaire pour transformer l'économie existante en une économie durable. La différence de valeur ajoutée totale et sectorielle à laquelle on peut parvenir, avec ou sans contraintes environnementales, constituera une mesure de cet ajustement.

La modélisation du développement durable présente d'autres avantages. Par exemple, il sera possible de s'appuyer sur la série des prix fictifs pour forcer le prix de toutes les denrées qui circulent dans l'économie à refléter non seulement le coût de production que reconnaissent normalement les échanges commerciaux, mais également les pression exercées sur l'environnement à tous les stades de la production, de la consommation et de l'élimination. Le modèle produira une nouvelle série de prix traduisant le «coût intégral». En comparant ces prix avec ceux qui sont pratiqués dans le commerce, nous aurons une indication supplémentaire du degré d'ajustement auquel il faut procéder pour assurer un développement durable. De plus, l'inclusion d'une série d'équations de la demande tributaire des prix permettra de reprendre les calculs jusqu'à ce que l'on parvienne à un ensemble équilibré de prix reflétant le coût intégral et de quantités de ressources de toutes sortes qui concorde avec la série initiale de contraintes. Il est possible qu'on puisse utiliser ces prix de revient complets pour l'analyse coûts-avantages, en étant à peu près certain que les résultats seront conformes aux exigences limitatives d'un développement durable.

Le concept d'intégrité écologique Autres théories de l'écologie et conséquences pour les indicateurs décisionnels

James J. Kay

Résumé

Le présent exposé traite des indicateurs de la pérennité des écosystèmes. Il convient tout d'abord d'avoir une idée de l'état de l'écologie qui, en tant que science, est en voie d'élaboration, comme la physique du temps de Galilée. Nous attendons l'arrivée d'un nouveau Newton. Les théoriciens de l'écologie ont des opinions fort divergentes sur ce qui constitue les caractéristiques importantes des écosystèmes (McIntosh, 1985). Malgré tout, nous commençons à acquérir une certaine connaissance empirique des conséquences des modifications de l'environnement sur l'évolution des écosystèmes, et donc sur leur pérennité.

Nous présentons ici de nouvelles connaissances sur le développement des systèmes complexes, leur incidence sur notre compréhension de cette évolution, un cadre de discussion sur l'intégrité des écosystèmes et les théories actuelles relatives à cette intégrité et aux mesures qu'elle entraîne. L'un des éléments fondamentaux de cet exposé est que si l'on veut maintenir le développement économique, celui-ci devrait renforcer l'intégrité des écosystèmes ou, tout au moins, ne pas y porter atteinte.

Table des matières

1 Le développement des systèmes complexes 26

2 Comment décrire les réactions aux changements environnementaux 28

3 Diverses théories écologiques et leurs variables d'état 34

4 Quelques exemples d'indicateurs et de leur utilisation 39

5 Conclusion 46

Bibliographie 50

Annexe A : Quelques notions sur les systèmes 53

Annexe B : Stabilité écologique 58

Kay, J.J. Le concept d'intégrité écologique, autres théories de l'écologie et conséquences pour les indicateurs décisionnels. Dans *Écologie, économie et prise de décisions – Théories. Indicateurs d'un développement écologiquement durable*. Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE), Ottawa, 1991. Rédigé à la demande du CCCE pour le colloque sur les indicateurs d'un développement écologiquement durable (Ottawa, juillet 1990).

1 Le développement des systèmes complexes

Étudions d'abord la façon dont la thermodynamique de non-équilibre explique l'évolution des systèmes. Prigogine a montré que dans certaines conditions, les systèmes ouverts, traversés par un gradient, s'éloignent de l'état stable et établissent de nouvelles structures stables (Prigogine *et al.*, 1972, Nicolis et Prigogine, 1977, 1989). Une telle réaction est contraire à celle que laisse supposer le deuxième principe de la thermodynamique[1]. De tels systèmes se caractérisent par des taux de dissipation de l'énergie qui augmentent quand le système s'écarte du point d'état stable et devient mieux organisé. De là le nom de «*structures dissipatives*». Les tourbillons dans les baignoires, les tornades et les lasers en sont des exemples simples.

Le développement de tels systèmes qui s'auto-organisent est caractérisé par des périodes d'organisation rapide conduisant à un état stable qui se maintient tel quel pendant un certain temps. L'organisation du système ne suit pas un processus sans heurts, mais se fait plutôt par à-coups. Ces derniers consistent en une accélération subite de l'évolution du système, qui peut être continue ou catastrophique[2]. La modification du système se produit par addition de nouvelles structures dissipatives. Ces dernières consistent en de nouveaux chemins du flux d'énergie reliant d'anciennes composantes, ou de nouvelles composantes et leurs nouveaux chemins. Chaque à-coup amène le système à s'éloigner de son point d'état stable, dissipant davantage d'énergie et devenant mieux organisé. Un à-coup se produit lorsque des conditions environnementales aléatoires font franchir au système le seuil dit de catastrophe. Le passage du système par divers états au cours de son évolution dans un environnement stable est appelé la branche thermodynamique. La succession des écosystèmes est un exemple de ce processus. Chaque stade correspond à un plateau de stabilité. Le remplacement d'un stade par le suivant est un exemple d'à-coup, la réorganisation du système à un nouveau niveau de structure qui dissipe plus d'énergie.

Le gradient qui est le moteur de l'évolution de l'écosystème est l'énergie solaire que reçoit ce dernier (Kay, 1984, 1989). Au fur et à mesure que l'écosystème s'écarte de son point d'état stable, il devient mieux organisé[3], et plus efficace à dissiper l'énergie solaire. Pendant que ce processus d'auto-organisation se poursuit, les fluctuations du milieu externe[4] tendent à désorganiser le système. L'espace multidimensionnel où les forces de désorganisation du milieu externe et les forces thermodynamiques d'organisation s'équilibrent s'appelle le «point de fonctionnement optimal» (voir figure 1).

Pour tout écosystème réel, un point donné n'est que temporairement un point de fonctionnement optimal, parce que l'environnement externe est en mouvement perpétuel pour que l'évolution se poursuive, ce qui modifiera l'état stable entre les forces organisatrices et les forces désorganisatrices. Cependant, il est utile de traiter à court terme le point de fonctionnement optimal comme s'il était stationnaire. Une communauté climacique dans une succession écologique serait un exemple de point de fonctionnement optimal d'un écosystème. Cette communauté représente un état stable temporaire entre les forces organisatrices de l'écosystème et les forces désorganisatrices. Cependant, au fil de l'évolution, de nouvelles espèces entrent dans l'équation, d'où de nouvelles conditions environnementales. Cela résulte en une nouvelle communauté climacique et un point de fonctionnement optimal différent.

Dans ce contexte, l'intégrité du système pris dans son ensemble repose sur sa capacité de maintenir son organisation et de poursuivre son processus d'auto-organisation. Si un système est capable de maintenir son organisation face aux perturbations du milieu, on peut alors dire qu'il est intègre. Si au contraire, il est incapable de maintenir son organisation, il perd son intégrité. On peut donc dire que l'intégrité correspond à la capacité du système d'atteindre son point de fonctionnement optimal et de s'y maintenir.

Les écosystèmes ne sont donc pas statiques; cela est un aspect implicite important de la définition de l'intégrité dont on doit tenir compte.

---

[1]Deuxième principe de la thermodynamique : l'entropie est croissante; l'état du système évolue vers le désordre; les systèmes tendent vers l'équilibre.

[2]L'annexe A décrit une série de concepts écologiques comme l'état, la stabilité, l'équilibre et la catastrophe.

[3]La modification de l'organisation a trait aux changements dans la fonction d'un système et de ses connexions internes (structure), permettant de mieux réaliser des impératifs organisationnels.

[4]Le mot environnement est utilisé ici dans le sens que lui donne la théorie des systèmes : les éléments qui ne font pas partie du système, mais qui influent sur lui. Ils se rapportent donc aux facteurs biotiques et abiotiques exogènes d'un écosystème sur lequel ils ont une influence. L'homme peut être considéré comme faisant partie de l'environnement d'un écosystème ou de l'écosystème lui-même, selon le contexte.

L'organisation de l'écosystème est souvent dynamique, tant à court terme que tout au long de l'évolution. De plus, toute perte d'organisation est souvent graduelle. Il n'est donc pas possible de déterminer un état organisationnel unique du système qui corresponde à l'intégrité. Il existe plutôt une gamme d'états organisationnels dans lesquels on considère comme intègre l'écosystème. Pour les besoins de la discussion, le point de fonctionnement optimal est traité comme un point stationnaire unique dans un espace multidimensionnel. En réalité, il s'agit d'un ensemble de points qui se modifient avec le temps. La définition de cet ensemble doit nécessairement avoir une composante humaine.

Il faut aussi savoir que selon la théorie des structures dissipatives, plusieurs chemins organisationnels et développementaux s'offrent aux écosystèmes. Ces chemins ne sont pas linéaires; ils peuvent être discontinus et multivalents. Le point de fonctionnement optimal, ou point de référence du système, n'est donc pas unique. Il peut y avoir plusieurs points de fonctionnement optimal possibles, ou plusieurs ensembles de points. Comme l'a montré Holling (1986), l'évolution normale des écosystèmes peut consister en une série de renversements, c'est-à-dire de perturbations catastrophiques. Ces notions sont exposées en détail à l'annexe A.

Il sera question ci-après de l'application de ces notions à l'examen des réactions d'un écosystème aux perturbations du milieu, et des conséquences du choix de l'intégrité comme pivot des indicateurs du développement durable.

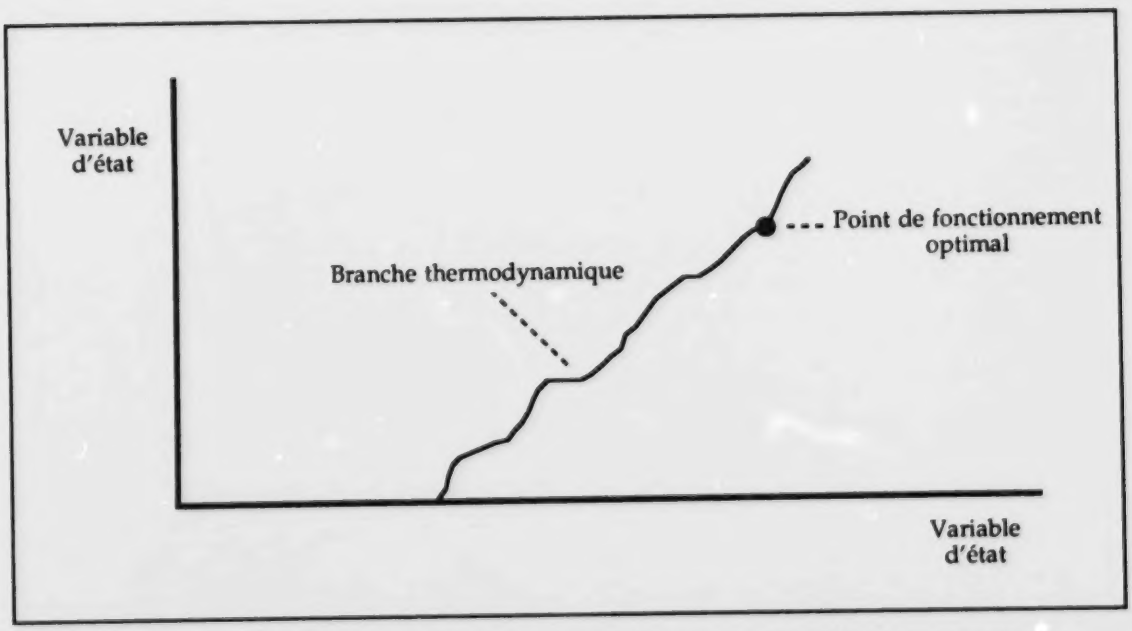


Figure 1 : Un écosystème évolue le long d'une branche thermodynamique (succession d'états dans l'espace bidimensionnel) jusqu'à ce qu'il atteigne un point de fonctionnement optimal. À titre d'exemples de variable d'état, on peut citer la productivité nette et la biomasse.

2 Comment décrire les réactions aux changements environnementaux[5]

Supposons que l'écosystème ait évolué le long d'une branche thermodynamique de la façon décrite ci-dessus et qu'il ait atteint son point de fonctionnement optimal. Supposons aussi que certaines perturbations de l'environnement se soient produites (ces perturbations peuvent être de courte durée, auquel cas il y a retour à l'écart précédent, ou elles peuvent persister). Quel en sera l'effet sur l'organisation de l'écosystème et sur son intégrité? Il convient de se poser diverses questions :

Le système s'écartera-t-il de son point de fonctionnement optimal?

- Si la réponse est **non,** l'organisation et l'intégrité du système ne sont pas immédiatement touchées.
- Si la réponse est **oui**, les questions suivantes se posent :

Le système retourne-t-il à son point de fonctionnement optimal initial?

- Si la réponse est **oui**, il convient de se poser les questions suivantes :

1. À quelle distance le système s'est-il éloigné de son point de fonctionnement optimal avant d'y retourner?
2. Combien de temps a-t-il pris pour y revenir?
3. Quelle est la stabilité du système à son retour?

   Quel que soit le cas, le système se réorganise pour faire face aux perturbations du milieu et son intégrité est préservée, du moins dans l'immédiat.

- Si la réponse est **non**, il y a deux possibilités : il existe, ou il n'existe pas, un nouveau point de fonctionnement optimal. S'il n'y a pas de nouveau point de fonctionnement optimal, l'organisation s'effondre et le système perd son intégrité (cas 0). S'il y a un nouveau point de fonctionnement optimal, il y a alors trois possibilités :

Cas 1 : Le nouveau point de fonctionnement optimal est situé sur la branche thermodynamique initiale.

Cas 2 : Le nouveau point de fonctionnement optimal est situé sur une bifurcation de la branche initiale.

Cas 3 : Le nouveau point de fonctionnement optimal est situé sur une branche thermodynamique différente et le système subit une réorganisation catastrophique pour y parvenir.

2.1 Exemples et élaboration

L'écosystème ne s'écarte pas de son point de fonctionnement optimal initial.

Considérons, par exemple, un écosystème terrestre adapté à une inondation ou à une sécheresse périodique. Si la perturbation n'est pas particulièrement intense, le système ne sera pas touché. On peut citer aussi l'exemple de l'arrosage régulier des forêts canadiennes au fénitrothion afin de lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Cet arrosage semble n'avoir aucun effet immédiat sur les forêts, mais il diminue leur aptitude à se régénérer (Weinberger *et al.*, 1981). Ainsi, l'aptitude du système à faire face à des stress ultérieurs qui exigeront une régénération sera peut-être affaiblie. En conséquence, cette activité humaine peut être inacceptable puisqu'elle peut finalement nuire à l'intégrité de l'écosystème.

L'écosystème s'écarte de son point de fonctionnement optimal initial, mais y retourne.

Un incendie dans un écosystème forestier en climat tempéré est une brève perturbation qui éloigne considérablement le système de son point de fonctionnement optimal. Cependant, la forêt se régénère et revient à son point de départ. Les déversements d'hydrocarbures le long des côtes de la Grande-Bretagne ont eu des effets semblables avec une durée de régénération d'environ dix ans (Nelson-Smith, 1975). Rutledge (1974) a prouvé qu'une prairie à herbes rases soumise à une sécheresse permanente se réorganisera et retrouvera, environ 20 ans plus tard, son état initial.

[5]La plus grande partie de cette section, incluant les figures, s'inspire de J. Kay, A Non-equilibrium Thermodynamic Framework for Discussing Ecosystem Integrity. *Environmental Management*, sous presse.

Le système s'écarte de façon permanente de son point de fonctionnement optimal initial.

Cas 0 : Le système s'effondre.

L'environnement se modifie de telle sorte qu'il devient inhabitable. C'est le cas de la désertification. La sécheresse prolongée dans les mangroves, qui peut entraîner l'effondrement du système (Lugo *et al.*, 1981), en est un autre exemple. Un troisième exemple est le dépôt de substances par les précipitations qui, dans le cas extrême de Sudbury, au Canada, ont donné naissance à un désert de rochers. Elles ont aussi provoqué la mort de lacs dans le Bouclier laurentien. Dans chacun de ces cas, des formes de vie peuvent subsister, mais non un écosystème complexe.

Cas 1 : Le système demeure sur sa branche thermodynamique initiale.

L'écosystème conserve l'ensemble de ses structures dissipatives initiales (p. ex.: espèces), ou revient à un état de développement antérieur (voir figure 2). Le niveau de fonctionnement des structures individuelles a changé, parfois de façon catastrophique. En général le système dissipatif peut être considéré comme le système original, mais son fonctionnement a été modifié.

Dans ce cas, quatre questions se posent :

1. À quelle distance le nouveau point de fonctionnement optimal se trouve-t-il de l'ancien?

2. Combien de temps faut-il pour atteindre le nouveau point de fonctionnement optimal?

3. Quelle est la stabilité du système autour du nouveau point de fonctionnement optimal?

4. Si les conditions environnementales retournent à leur état initial, le système reviendra-t-il à son point de fonctionnement optimal initial?

Quoique l'organisation du système ait changé, celui-ci reviendra probablement à son point de fonctionnement optimal initial si l'environnement retrouve son état antérieur, car toutes les structures initiales (p. ex. : espèces) continuent d'exister, jusqu'à un certain point. L'intégrité du système a été touchée dans la mesure où son organisation a dû changer. Cela n'a d'importance que si le nouveau point de fonctionnement optimal (niveau de fonctionnement) est considéré comme indésirable.

À titre d'exemple, considérons la pratique d'arroser des écosystèmes terrestres avec les sous-produits du traitement secondaire des eaux résiduaires. Les pinèdes soumises à cet arrosage sont ramenées à un état correspondant à un stade antérieur à la naissance d'une forêt (Shure et Hunt, 1981). L'écosystème se trouve toujours sur sa branche thermodynamique initiale, mais à un état de développement antérieur. On peut aussi considérer la situation des érablières soumises aux pluies acides. Elles présentent alors une productivité et une biomasse[6] moindres. Un dernier exemple est celui de la vague de froid qui, en 1962-1963, a provoqué dans les écosystèmes du littoral du sud de l'Angleterre un retour à un état de développement primitif. Il est peu probable que la situation puisse se rétablir (Nelson-Smith, 1975).

Cas 2 : Bifurcation du système vers une nouvelle branche thermodynamique

Dans ce cas, de nouvelles structures dissipatives s'ajoutent au système, et (ou) certaines structures initiales disparaissent (voir figure 3). Les nouvelles structures peuvent être de nouveaux chemins du flux de l'énergie reliant d'anciennes composantes, ou l'apparition de nouvelles composantes et de leurs chemins. De plus, le niveau de fonctionnement du système est modifié. Le système est alors considéré comme étant légèrement différent de l'original.

Les quatre mêmes questions se posent comme dans le cas n° 1 (voir tableau 1). Cependant, la réponse à la quatrième question est probablement différente. Le système ne semble pas devoir revenir à son point de fonctionnement initial, à moins que le point de bifurcation n'y corresponde. Cependant, il est théoriquement possible de provoquer le retour au point de fonctionnement optimal initial en modifiant les conditions environnementales. Si le système ne semble pas devoir y revenir, c'est probablement que son organisation a été modifiée de façon permanente par l'ajout de nouvelles structures dissipatives. Cependant, les bifurcations représentent des variations sur le thème initial; la

[6]Malheureusement, le pH de la pluie augmente en fonction des perturbations additionnelles que subissent les écosystèmes. La question est de savoir si la réaction des érablières correspondra au n° 1 ou à l'un des autres cas étudiés ici. Si elle ne correspond pas au cas n° 1, elle signifierait la perte de certaines caractéristiques des forêts auxquelles nous tenons.

Tableau 1 : Réactions possibles d'un écosystème à un changement environnemental

a) L'écosystème reste à son point de fonctionnement optimal initial.

b) L'écosystème s'écarte de son point de fonctionnement optimal initial, puis y retourne.

Questions concernant l'intégrité à considérer dans ce cas :

1. À quelle distance le système s'est-il éloigné de son point de fonctionnement optimal avant d'y retourner?
2. Combien de temps a-t-il mis pour y revenir?
3. Quelle est la stabilité du système à son retour?

c) L'écosystème s'écarte de façon permanente de son point de fonctionnement optimal initial.

Cas 0 : L'écosystème s'effondre.

Cas 1 : L'écosystème demeure sur sa branche thermodynamique initiale (voir figure 2)

Cas 2 : Le système bifurque vers une nouvelle branche thermodynamique (voir figure 3)

Cas 3 : Le système se déplace sur une nouvelle branche thermodynamique (voir figure 4).

Questions concernant l'intégrité à étudier pour chacun de ces quatre cas:

1. À quelle distance le nouveau point de fonctionnement optimal se trouve-t-il de l'ancien?
2. Combien de temps faut-il pour atteindre le nouveau point de fonctionnement optimal?
3. Quelle est la stabilité du système autour du nouveau point de fonctionnement optimal?
4. Si les conditions environnementales retournent à leur état initial, le système reviendra-t-il à son point de fonctionnement optimal initial?

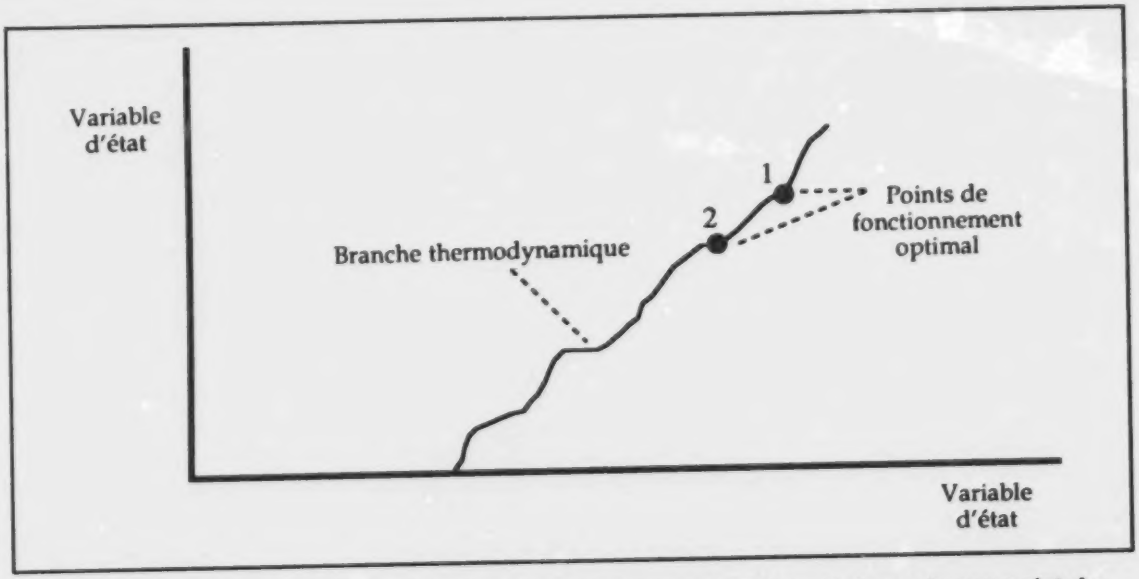


Figure 2 : Le changement environnemental amène l'écosystème à se déplacer de son point de fonctionnement optimal (1) vers un nouveau point de fonctionnement optimal (2). Un exemple en serait un stress qui force un écosystème à revenir à un stade antérieur.

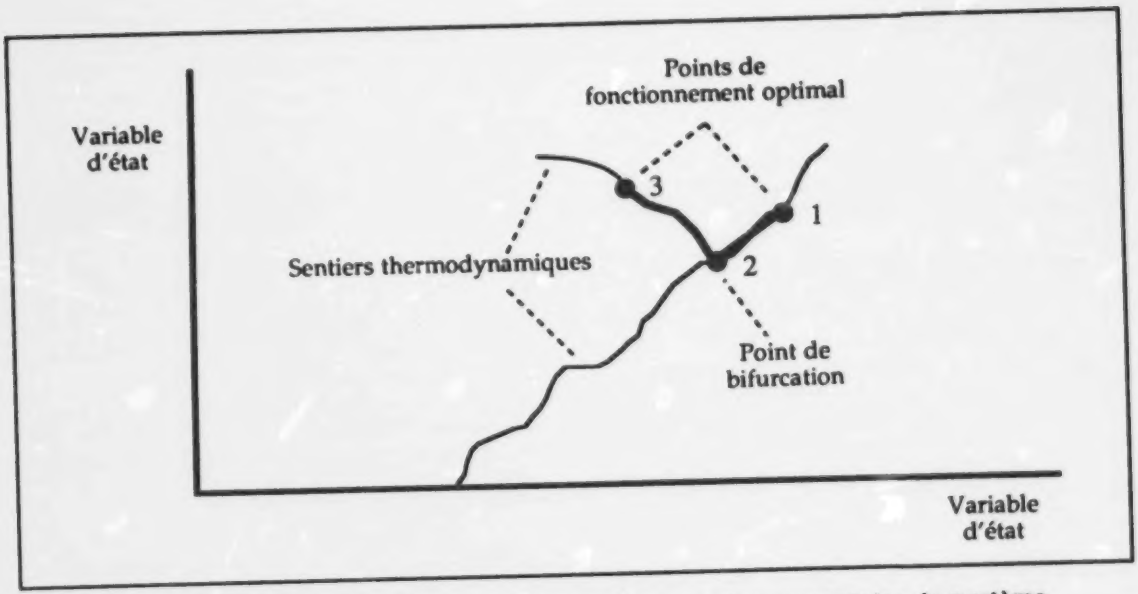


Figure 3 : En réponse aux modifications des conditions environnementales, le système s'écarte de son point de fonctionnement optimal initial (1) et bifurque (2) pour atteindre un nouveau point de fonctionnement optimal (3). Le stress provoqué par un effluent d'eau chaude provenant de centrales électriques, qui pourrait modifier la répartition des espèces, en est un exemple.

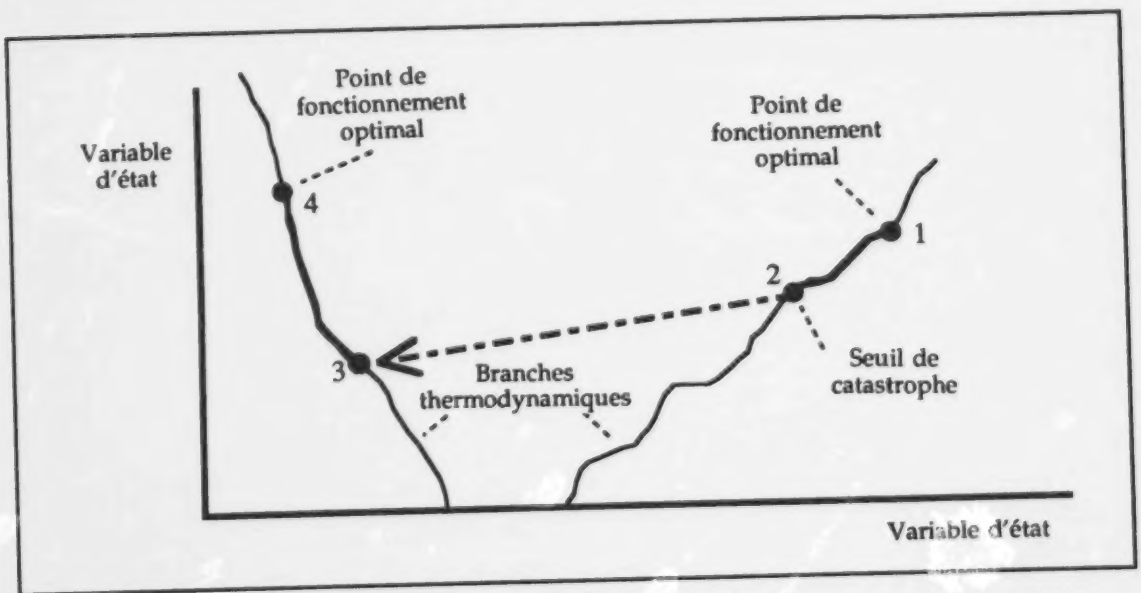


Figure 4 : Le changement environnemental amène l'écosystème à s'écarter de son point de fonctionnement optimal initial (1) en passant par un seuil de catastrophe (2) pour atteindre une nouvelle branche thermodynamique (3) et, ultérieurement, un nouveau point de fonctionnement optimal (4). On peut citer, par exemple, la disparition des poissons dans les lacs en raison des pluies acides.

nouvelle organisation de l'écosystème ne sera donc pas très différente de l'organisation initiale. L'intégrité du système a été modifiée en ce sens que l'organisation a été altérée de façon permanente, même si ce n'est pas de beaucoup. Encore une fois, cela n'est important que si la nouvelle branche et le nouveau point de fonctionnement optimal ne sont pas souhaitables.

On peut citer ici l'exemple du marais de la rivière Crystal en Floride (voir Kay, 1984, Ulanowicz, 1986). Cet écosystème est perturbé par un effluent d'eau chaude provenant d'une centrale nucléaire (hausse de 6 °C de la température de l'eau). Il en a résulté la perte de deux prédateurs situés en haut de la chaîne trophique, deux autres situés plus bas, l'arrivée de trois prédateurs au bas de la pyramide et d'une espèce herbivore. Tout cela s'est accompagné d'un bouleversement du réseau trophique et de la circulation des nutriments.

Ce sont là des exemples de modification des structures dissipatives d'un écosystème. Les variables d'état, comme la productivité nette, diminuent et le fonctionnement global du système a été modifié. Cependant, l'écosystème dans son ensemble est clairement une variante de l'original. Il n'est pas évident que la suppression de l'effluent ramènerait le système à son stade initial. On a constaté des résultats semblables à Par Pond, sur la rivière Savannah, en Caroline du Sud (Sharitz et Gibbons, 1981).

Autre exemple : le passage d'un peuplement d'épinettes blanches à un peuplement d'épinettes noires quand la première subit une réduction brutale des nutriments dont elle a besoin. Dans les écosystèmes de taïga, l'épinette noire est mieux adaptée aux conditions où il y a peu de nutriments et une fois que cette espèce est établie, elle tend à exclure l'épinette blanche en faisant perdurer ces conditions. L'épinette blanche, une fois qu'elle a été déplacée, n'est donc pas capable de se réimplanter (DeAngelis *et al.*, 1989).

Il en est de même de l'introduction d'espèces exotiques dans les Grands Lacs, entraînant de nouvelles associations d'espèces (des structures dissipatives), par exemple la lamproie de mer. Il semble que le système ait été modifié de façon permanente, mais il ressemble toujours au système initial.

Cas 3 : Le système se déplace sur une nouvelle branche thermodynamique

C'est ce qui se produit lorsque le système subit une modification, sous l'influence d'une «catastrophe», qui le rend totalement différent de ce qu'il était auparavant (voir figure 4). Il ne peut pas revenir à son point de fonctionnement optimal initial, même si les conditions écologiques initiales réapparaissent. (Cela est une hypothèse. Dans ce cas, les structures dissipatives sont très différentes de ce qu'elles étaient à l'origine, et l'auteur n'a pu trouver un seul exemple d'écosystème revenant à son point de départ après une réorganisation aussi fondamentale.) En un sens, l'intégrité du système a été sérieusement sapée, étant donné qu'il sera très différent de ce qu'il était à l'origine. Cependant, un écosystème existe toujours, et dans un certain sens, on peut dire qu'il a conservé son intégrité.

Le lac Clearwater est un excellent exemple de ce phénomène (Stokes, 1984, pp. 246-249). Ce lac est exposé aux pluies acides et possède un pH de 4,3. En conséquence, il ne contient plus aucun poisson. L'état stable phytoplancton-zooplancton a été sérieusement modifié. «Le système est passé d'un état stable à un autre état stable». L'écosystème a atteint un nouveau point de fonctionnement optimal sur une nouvelle branche thermodynamique, et il est peu probable qu'aucun nouveau changement ne se produise. Même si les pluies acides disparaissaient, l'écosystème ne reviendrait probablement pas à son état antérieur sans l'intervention de l'homme.

Tel est aussi le cas de la coupe à blanc dans des forêts comme la forêt tropicale humide; l'érosion est alors si grave qu'elle modifie le type de sol et empêche le système initial de réapparaître. Ou celui des incendies de forêts d'épinettes sur une mince couche de sol, qui entraîne l'apparition d'une végétation à fleur de roche (Bormann et Likens, 1979). Un dernier exemple est la modification irréversible de la savane en une végétation ligneuse due au pâturage du bétail (Walker *et al.*, 1981).

2.2 Résumé

Dans la présente section, nous avons étudié la relation qui existe entre l'intégrité des écosystèmes et leur capacité de maintenir leur organisation, sous l'angle des structures dissipatives. Nous avons ensuite énuméré les modifications organisationnelles possibles en réponse aux perturbations de l'environnement, puis nous avons étudié la relation éventuelle entre ces dernières et les changements dans l'intégrité des écosystèmes. Quatre points sont mis en évidence.

En premier lieu, *nous avons observé que les structures dissipatives peuvent répondre de façons qualitativement différentes aux changements environnementaux.* L'une des réactions du système serait de continuer de fonctionner comme précédemment, même si ses conditions de fonctionnement sont initialement et temporairement modifiées. Une deuxième réaction consisterait à fonctionner à un niveau différent avec les mêmes structures dissipatives qu'à l'origine (par exemple, une réduction ou une augmentation du nombre d'espèces). La création de nouvelles structures remplaçant ou augmentant celles qui existent déjà (par exemple, de nouvelles espèces ou de nouveaux chemins dans le réseau trophique) pourrait en être une autre. Une quatrième réponse est l'émergence d'un nouveau système de dissipation fait de structures différentes. Il faut tenir compte de chacune de ces réactions possibles si l'on veut prévoir les conséquences des perturbations environnementales sur l'intégrité d'un écosystème.

En deuxième lieu, si le concept d'intégrité doit avoir une utilité quelconque, il lui faut une dimension anthropocentrique qui indique les modifications de l'écosystème qui sont jugées acceptables pour les humains. Le cadre établi indique les façons qu'a l'écosystème de se réorganiser face à une perturbation de l'environnement, mais il n'indique pas quelles réorganisations représentent une perte d'intégrité. On pourrait dire, et c'est souvent le cas, que toute perturbation du milieu qui modifie définitivement le point de fonctionnement optimal touche l'intégrité de l'écosystème. On peut alors distinguer quatre types de perte d'intégrité (cas n^{os} 0 à 3). On pourrait aussi affirmer que chaque fois que le système peut se maintenir à son point de fonctionnement optimal, il conserve son intégrité. Dans ce cas, il n'y aurait perte d'intégrité que si le système était incapable de se maintenir à un point de fonctionnement optimal.

Entre ces deux positions extrêmes, on peut considérer certains points de fonctionnement optimal comme des modifications non désirables, et représentant donc une perte d'intégrité. Ce serait alors introduire une composante anthropocentrique dans la définition de l'intégrité. Sans cette composante, il nous faut définir l'intégrité comme étant la capacité d'un écosystème d'absorber les changements du milieu sans être modifié. Cela rendrait inacceptable les trois autres réactions des écosystèmes aux changements environnementaux discutés précédemment, ce qui ne nous semble pas raisonnable. L'évaluation de la pérennité écologique d'une action reposera, en dernier ressort, sur les modifications de l'écosystème que l'humain jugera acceptables, c'est-à-dire sur un jugement de valeur.

En troisième lieu, et ce point découle du second, selon une perspective anthropocentrique, un nouveau point de fonctionnement optimal sur une nouvelle branche thermodynamique peut être préférable à l'ancien point optimal de la branche précédente, même si cela suppose l'effondrement de l'écosystème précédent. Dans certaines circonstances, nous pouvons être amenés à accepter, et même à souhaiter, une certaine dégradation des écosystèmes existants afin de permettre à un nouvel écosystème de s'épanouir. La difficulté vient toutefois du fait que les bifurcations et les renversements sont imprévisibles de par leur nature même. Lorsqu'un écosystème a été sérieusement dégradé par une perturbation du milieu, son retour à l'état initial peut ne pas être un objectif de gestion souhaitable. Il peut être préférable de l'orienter vers un nouveau point de fonctionnement optimal sur une nouvelle branche. C'est le cas de la stratégie de gestion des pêches du lac Érié, où l'on introduit de nouvelles espèces et de nouvelles relations entre les espèces afin d'établir un nouvel écosystème.

En quatrième lieu, une perturbation du milieu modifie la capacité d'un écosystème de réagir aux changements futurs de l'environnement, même si cette perturbation n'a pas d'effet immédiat sur l'écosystème. C'est le cas de l'arrosage des forêts avec du fénitrothion pour lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Cette action n'a aucun effet immédiat, mais elle nuit à la capacité de la forêt de se régénérer en cas de perturbation de l'environnement. De la même façon, la lutte contre les incendies de forêt semble perturber la capacité des forêts de faire face à d'autres incendies. Autrement dit, la réaction d'un écosystème à une perturbation du milieu est fonction à la fois de la perturbation immédiate du milieu et des modifications que l'écosystème a connues dans le passé. L'historique des changements environnementaux peut avoir des incidences à la fois positives et négatives sur la capacité du système de faire face aux changements actuels.

3 Diverses théories écologiques et leurs variables d'état

Maintenant que nous avons un cadre pour discuter des réactions de l'écosystème aux changements environnementaux, nous pouvons aborder diverses méthodes employées pour comprendre un écosystème et les variables d'état, mesures et indicateurs proposés par chacune. Le lecteur aura ainsi une idée de la diversité des méthodes mises à l'essai par les écologistes pour étudier l'évolution des écosystèmes et leur réaction aux perturbations du milieu. Il ne s'agit pas d'une étude globale de la question, mais plutôt d'exemples.

3.1 Inventaires

La première étape de l'examen d'un écosystème consiste à en faire l'inventaire. Ce travail absorbant et onéreux est une pratique courante de la gestion et de l'évaluation environnementales. Il existe de nombreuses manières de procéder (voir Slocombe, 1990, pour un exposé détaillé sur ce sujet). Le tableau 2 présente deux exemples du type de données recueillies lors d'un inventaire. Ces données de base sont fondamentales et nécessitent un travail sur le terrain considérable. Des progrès récents dans le domaine des systèmes d'information géographique (SIG) permettent de relier ces données aux emplacements. En principe, un inventaire sert à dénombrer les composantes de l'écosystème et à les localiser.

Très souvent, pour cette première étape, l'analyste doit utiliser une bonne partie des ressources disponibles. Notre connaissance de nombreux écosystèmes est si limitée que l'inventaire suffit souvent à modifier totalement la perception qu'on en avait au début. La plupart des organismes de gestion de l'environnement se concentrent sur le suivi des inventaires. Cette information n'est pas autre chose qu'une description et ne permet pas d'évaluer l'intégrité ou la pérennité, sauf dans le cas où l'on identifie des espèces, des ressources ou des écosystèmes rares qui ont besoin d'être protégés, ou lorsque des modifications de l'inventaire révèlent des changements importants dans le système. En pareil cas, l'information est généralement connue trop tard pour qu'on puisse éviter la dégradation du milieu.

3.2 Études des populations

L'étape qui suit l'inventaire consiste à étudier les populations de l'écosystème (voir Pielou, 1974). Une telle étude comprend la collecte et l'évaluation de données ainsi que la modélisation. Il s'agit de prévoir l'effet des perturbations environnementales sur le nombre d'individus d'une espèce. L'impact environnemental est jugé en fonction des changements dans le nombre d'espèces et la stabilité des populations. Cette méthode repose sur l'hypothèse selon laquelle un écosystème est composé de populations, et que si l'on comprend la dynamique des populations, on peut comprendre l'écosystème. Elle est de loin la plus utilisée et la mieux financée pour l'étude des écosystèmes. Elle est importante pour considérer l'effet des changements environnementaux sur les espèces individuelles, mais elle est inadéquate pour évaluer les impacts sur l'ensemble de l'écosystème.

L'un des indicateurs les plus utilisés en écologie est la diversité des espèces (voir Pielou, 1975; Grassle *et al.*, 1979). Les mesures de la diversité des espèces indiquent le nombre d'espèces d'un écosystème ainsi que l'état stable relatif de leur répartition. Préserver la diversité des espèces afin de conserver les caractéristiques uniques de chacune d'elles est un principe important du développement durable. Cependant, au début des années 1960, on a avancé que la diversité des espèces et la stabilité écologique étaient intimement liées. Depuis lors, la préservation de la diversité des espèces dans le but d'assurer la stabilité des écosystèmes a été au centre des préoccupations de la plupart des écologistes et des gestionnaires de l'environnement. Une analyse approfondie de cette hypothèse a été entreprise par Goodman (1975). D'après lui, il est faux de croire que les peuplements les plus hétérogènes sont les plus stables. Des études empiriques nombreuses et très valables contredisent aussi cette théorie. Cependant, il ne faut pas oublier que la diversité des espèces demeure l'indicateur le plus utilisé de la santé des écosystèmes, même s'il n'a aucun fondement scientifique. Néanmoins, la préservation de la diversité des espèces est vitale pour des raisons éthiques et esthétiques, et pour conserver les valeurs d'option d'éléments et structures biologiques uniques.

La biologie de la conservation est essentiellement fondée sur l'étude des populations. Sa fin est d'assurer la protection des espèces face à l'extinction. Deux questions sont centrales: l'effectif minimal viable d'une population et la taille minimale des écosystèmes. L'effectif minimal viable correspond au plus petit nombre d'individus d'une espèce nécessaire à sa reproduction. D'une façon générale, il est de l'ordre de quelques milliers d'individus. La taille

Tableau 2 : Deux exemples de données recueillies lors d'un inventaire
(d'après Slocombe et Woodley, 1990)

Description et analyse des ressources
Service canadien des parcs

CLIMAT : température, précipitations, vent, anomalies, effets topologiques.

EAU : drainage, dangers, qualité, échanges totaux de l'écosystème, époque, glace.

SUBSTRAT ROCHEUX : géologie, pétrologie, lithologie, couches fossilifères.

MATÉRIELS DE SURFACE : formes de relief, origine, types et description.

SOLS : ordres et caractéristiques principales des sols.

FLORE : description et distribution des peuplements terrestres et aquatiques.

FAUNE : présence et distribution des espèces terrestres et aquatiques par habitat.

RESSOURCES VULNÉRABLES OU TRÈS IMPORTANTES : nombre, répartition, état.

ARCHÉOLOGIE-HISTOIRE : emplacement, description et documentation des événements.

AMÉNAGEMENT PASSÉ ET ACTUEL DU TERRITOIRE : historique de la propriété, de la colonisation, de l'exploitation et des transports.

HISTOIRE ET PROCESSUS ÉCOLOGIQUES : forces passées et futures de l'évolution des ressources des parcs.

Méthodologie du relevé des ressources ABC

NIVEAU 1 – DONNÉES BRUTES

ABIOTIQUES

STRUCTURELLES : formes de relief, pente, relief, drainage, sols.
FONCTIONNELLES : processus géomorphologiques, sédiments, avalanches, action thermokarstique

BIOTIQUES

STRUCTURELLES : étendues de terrain biotique, composition, âge du couvert, historique des incendies.
FONCTIONNELLES : zones de productivité végétale élevée, alimentation critique, migration, habitats hivernaux de la faune.

CULTURELLES

STRUCTURELLES : aménagement passé et actuel du territoire.
FONCTIONNELLES : corridors et noeuds d'activité, configurations spatiales et temporelles d'aménagement du territoire et pratiques culturales.

NIVEAU 2 – INDICES D'INTERPRÉTATION

ABIOTIQUES : Unicité ou représentativité, importance écologique, possibilités de dangers de nature géomorphologique, fragilité du terrain.

BIOTIQUES : Diversité de la faune et des communautés, unicité des communautés, dépendance des habitats fauniques, capacité de régénération de la végétation, susceptibilité aux incendies.

CULTURELS : Unicité ou représentativité passées, importance archéologique, valeur esthétique ou symbolique, interaction du milieu et de l'aménagement du territoire, répercussions sur l'environnement.

minimale d'un écosystème est la superficie la plus petite qu'un écosystème peut occuper tout en se maintenant dans son état initial. Ces deux mesures sont importantes dans la conception des réserves naturelles pour préserver les espèces. Elles représentent une estimation des seuils catastrophiques. Si on ne tombe pas en-deçà de ces seuils, le système continue de fonctionner; autrement, on assiste à un effondrement catastrophique du système. Ces chiffres sont donc importants pour évaluer la pérennité du développement dans une perspective écologique.

3.3 Études des écosystèmes

L'étude des populations constitue une approche réductionniste de l'étude de l'écologie, basée sur la prémisse selon laquelle le tout est la somme des parties. Pourtant, on peut être certain que dans les systèmes complexes, «le tout est plus grand que la somme des parties». L'approche écosystémique diverge de l'approche des populations en écologie. Le fondement de cette approche est la notion d'écosystème décrit en détail la première fois par Odum (1953). Selon ce concept, les communautés des espèces et végétales interagissent, formant un système qu'il faut étudier dans son ensemble; par exemple une forêt, un lac ou une prairie.

Ce principe de l'écosystème pris globalement fait l'objet de vifs débats (voir McIntosh, 1985 ou di Castri, 1987). Les conséquences d'une telle controverse sont profondes. On estime souvent, en effet, que l'étude des écosystèmes en tant que systèmes n'est pas une activité scientifique valable. La plupart des organismes subventionnaires, comme le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie, n'ont pas financé d'études écosystémiques. La plupart des revues scientifiques ne les publieront pas. Il en découle donc que la majorité des travaux relatifs aux écosystèmes n'est pas financée par les organismes officiels et que la plupart des travaux intéressants se retrouvent dans des livres, des revues de gestion et dans la littérature grise. On trouvera ci-dessous une étude de différentes méthodes d'examen des écosystèmes en tant que systèmes.

3.4 Théorie de la stabilité

Le concept de la stabilité écologique a été abondamment traité[7]. Ces travaux ont été une première tentative pour construire un cadre semblable à celui que nous avons vu dans la section 2. Cependant, la notion de stabilité ne s'applique qu'au maintien du point de fonctionnement optimal de l'écosystème (c'est-à-dire le groupement climacique) et n'explore pas la question de savoir si l'écosystème se déplacera ou non vers un nouveau point de fonctionnement optimal (c'est-à-dire un nouvel état climacique). Mais la difficulté que présente la notion de stabilité est qu'elle cherche à étudier l'évolution d'un système sous l'angle de l'état stable. Cela suppose qu'il existe un état d'équilibre que le système essaiera de conserver. Cette supposition n'est pas valable pour les systèmes complexes. Malgré tout, la notion de stabilité écologique a été la première tentative de définir l'intégrité des écosystèmes et donc des mesures de leur pérennité. Elle est toujours largement utilisée comme base de la gestion de l'environnement, souvent en parallèle avec la notion de protection de la diversité des espèces.

3.5 Réaction au stress et santé

Cette méthode met en parallèle la santé de l'écosystème et la santé de l'être humain (Rapport, Regier et Hutchinson, 1985, Barrett et Rosenberg, 1981, Rapport, 1989, Shaeffer *et al.*, 1988). L'écosystème est-il en bonne santé ou subit-il un stress? Il s'agit d'établir une série de mesures permettant de faire un diagnostic, comme la tension artérielle, le rythme cardiaque et la température chez l'humain. On peut ensuite élaborer des techniques permettant de diagnostiquer l'intégrité de l'écosystème et la pérennité de l'interaction de l'homme et de l'écosystème. Le tableau 3 présente divers indicateurs de la santé d'un écosystème et comment ils changent lorsque l'écosystème subit un stress.

Cette approche est une étape très importante de notre aptitude à évaluer la pérennité écologique. Elle est à la fine pointe de l'actualité en la matière. Il est donc important de connaître ses limites pour bien appréhender ce que l'écologie peut nous apporter dans l'état actuel des choses (voir Schaeffer *et al.*, 1988). La première difficulté est qu'on ne s'entend pas sur la définition du stress ou de la santé. Les cinq premiers chapitres de Barrett et Rosenberg (1981) sont consacrés à la définition de ces termes. Le stress chez une personne peut être une réponse chez une autre. De même, comme on le voit au tableau 3, nous ne sommes pas sûrs des indicateurs appropriés du stress et de la santé. Cette incertitude est due en partie à un manque de données fondamentales concernant les écosystèmes. Nous n'avons pas les

[7]L'annexe B présente un bref aperçu de ces discussions; c'est un bon exemple de l'état pré-Newtonien de l'écologie.

Tableau 3 : Comparaison de divers indicateurs de stress dans les écosystèmes (d'après Slocombe et Woodley, 1990)

Odum 1985

Énergétique

1. La respiration de la communauté augmente.
2. Le rapport production – respiration est déséquilibré.
3. Le rapport production-biomasse et le rapport respiration-biomasse augmentent.
4. L'utilisation d'énergie extérieure augmente.
5. La production primaire inutilisée augmente.

Cycle des nutriments

6. Le renouvellement des nutriments augmente.
7. Le transport horizontal augmente et le cycle vertical diminue.
8. La perte de nutriments augmente.

Structure des communautés

9. Le nombre des espèces de la catégorie «r» augmente.
10. La taille des organismes diminue.
11. La durée de vie diminue.
12. Les chaînes alimentaires se raccourcissent.
13. La diversité des espèces décroît.

Tendances générales de l'organisation des systèmes

14. Les écosystèmes deviennent plus ouverts.
15. Les tendances vers des successions autogènes s'inversent.
16. L'efficacité de l'utilisation des ressources diminue.
17. Le parasitisme, entre autres, augmente; le mutualisme, entre autres, diminue.
18. Les propriétés fonctionnelles sont plus robustes que les propriétés structurelles.

Rapport *et al.*, 1985

1. Modification du cycle des nutriments.
2. Modification de la productivité primaire.
3. Modification de la diversité des espèces.
4. Rétrogression des systèmes.
5. Modification de la répartition des espèces par taille.
6. Augmentation de la prévalence des maladies.
7. Modification de l'amplitude des fluctuations au sein des populations présentes.

Schaeffer *et al.*, 1988

1. Diminution du nombre d'espèces indigènes.
2. Succession régressive globale.
3. Modification de la biomasse végétale.
4. Modification des quantités relatives des flux d'énergie aux chaînes trophiques des prédateurs et des décomposeurs.
5. Modification des stocks de micro-nutriments d'origine minérale.
6. Modification des mécanismes et de la capacité d'amortissement des oscillations non désirables.

Schlinder, 1987
(pour les systèmes aquatiques)

1. La production du phytoplancton, la biomasse, la circulation des nutriments et la décomposition ne sont pas touchées par le stress attribuable à la pollution.
2. Modification de l'abondance relative des espèces – les opportunistes sont favorisés.
3. Les modifications taxinomiques sont plus importantes que les indices de diversité.
4. Les espèces ayant des cycles biologiques courts et une faible dispersion sont moins nombreuses. Les modifications sont plus grandes s'il n'y a pas de surplus dans le réseau trophique.
5. Les tables de longévité des espèces vulnérables et des prédateurs importants sont les meilleurs indicateurs.
6. Les premiers stades du stress ne seront pas détectés par des études de toxicité à court terme ou des mesures des processus propres aux l'écosystème.

Scheehan, 1984
(pour les écosystèmes pollués)

Individus et populations

1. Mortalité directe ou accumulation chronique de polluants causant la mort.
2. Affaiblissement sublétal du comportement, de la physiologie ou des fonctions.
3. Altération de la croissance et de la reproduction.

Structure et dynamique des écosystèmes

4. Réduction de l'effectif des populations et extinction d'espèces.
5. Perte d'espèces qui ont des fonctions uniques.
6. Diminution de la diversité des espèces.
7. Modification de la composition des communautés et des structures de dominance (espèces indicatrices).
8. Diminution de la diversité des espèces.
9. Différences taxinomiques entre les systèmes sains et les systèmes pollués (indices de similitude).
10. Modification de la structure spatiale des écosystèmes.
11. Propriétés des écosystèmes : résistance, inertie, stabilité, constance, élasticité, amplitude, hystérésis et persistance.
12. Régression de certains aspects de la succession des stades en raison du stress.

Modifications fonctionnelles des écosystèmes

13. Diminution de la décomposition, de la conservation des nutriments et de la productivité primaire.
14. Augmentation du coût énergétique.
15. Modification des cycles des nutriments essentiels, du réseau trophique et de la régulation fonctionnelle des processus propres à l'écosystème.

ensembles de données qui nous diraient quels indicateurs d'un écosystème sont analogues à la tension artérielle ou à la température normales de l'être humain. Cependant, certains réussissent par l'observation à isoler des indicateurs et des mesures qui déterminent la santé d'écosystèmes particuliers.

Enfin, il y a un risque à pousser trop loin l'analogie avec la santé ou le stress chez les humains. Ceux-ci, sauf dans des circonstances exceptionnelles, ont une gamme très limitée de «points de fonctionnement» optimal[8]. Nous ne présentons généralement pas de bifurcations et d'à-coups semblables à ceux des écosystèmes[9]. Mais cette analogie avec le stress et la santé risque de focaliser notre attention sur le maintien d'un point de fonctionnement optimal unique. Il se peut donc que nous ne soyons pas préparés au genre de comportement qui amène des modifications des points de fonctionnement optimal, qu'il s'agisse d'un simple déplacement, d'une bifurcation ou d'un à-coup plus brutal (comme on l'a vu à la section 2). De plus, cette analogie pourrait nous mener à maintenir de façon inutile et peut-être même impropre un écosystème à un point de fonctionnement optimal simplement pour préserver son intégrité. Pareille action pourrait gravement entraver le fonctionnement normal de l'écosystème (feu de forêt, par exemple) et amoindrir les capacités futures de l'écosystème.

3.6 Analyse des flux

Lorsque E. Odum a élaboré le concept d'écosystème, il l'a fait à partir des flux d'énergie et de matière qu'il observait. H.T. Odum a développé cette idée et introduit les schémas de flux de l'énergie qui sont devenus classiques (voir figure 5). Hannon et, plus tard, Patton et Ulanowicz ont appliqué les principes mathématiques de l'analyse économique intrants-extrants de Leontief et Augustinovics à ces schémas de flux. Un ensemble de mesures a été élaboré de façon à caractériser le réseau de flux d'énergie et de matière qui existe dans les écosystèmes (voir Kay *et al.*, 1989, et Ulanowicz, 1986). Ces mesures décrivent les attributs fonctionnels importants des écosystèmes comme l'ampleur du recyclage effectué, l'utilisation des nutriments et de l'énergie par le système, et les échanges totaux de l'écosystème. De même, on peut calculer des attributs structurels comme le degré d'interconnexion entre les composantes du système, le niveau trophique réel d'une composante et le nombre de niveaux trophiques dans l'écosystème. Ces mesures ont été appliquées avec succès à divers écosystèmes pour évaluer leur maturité et leur santé (voir Wulff *et al.*, 1990). Nous présentons dans la section 4 un exemple de ce type d'analyse.

L'emploi empirique le plus frappant de cette méthode est l'étude des écosystèmes forestiers Hubbard Brook effectuée par Bormann et Likens (1979). Ces chercheurs ont recueilli, chaque semaine pendant 20 ans, des données concernant tous les intrants et extrants de quatre écosystèmes forestiers (à divers stades de développement). La forêt apparaît alors comme une pompe à eau et un système de filtration géantes. Le gros de l'énergie captée par la forêt est consacré au pompage de l'eau et au recyclage de la matière, et non à la croissance des arbres. Ces résultats sont tellement opposés aux idées que nous nous faisons de la forêt qu'ils n'ont pas été admis par tous.

Notre capacité de poursuivre l'élaboration de techniques d'analyse des flux est sérieusement limitée par le manque de données qu'elle requiert. Il n'existe pas d'ensemble de données adéquat pour évaluer les diverses mesures proposées. De plus, l'analyse d'un écosystème au moyen de cette méthode nécessite un nombre de données beaucoup plus grand que, par exemple, l'étude des populations. Les outils analytiques existent, mais il faut porter une attention considérable à la collecte des données appropriées avant que l'analyse des flux permette d'évaluer l'intégrité d'un écosystème.

3.7 Résumé

La méthode de l'analyse des flux appliquée à la description des écosystèmes est l'antithèse de l'étude des populations. Elle considère l'écosystème dans son ensemble, un système de flux d'énergie et de matière. Elle est conforme à l'analyse d'auto-organisation et de turbulence

---

[8]La tension artérielle, le pouls et la température de l'homme en santé se situant dans des intervalles très étroits.

[9]Lorsque nous sommes malades, notre température monte. C'est un déplacement du point de fonctionnement optimal. Lorsque qu'un enfant est submergé dans l'eau froide, cela déclenche chez lui le réflexe de la plongée qui lui permet de survivre plus longtemps sous l'eau. C'est une changement catastrophique du point de fonctionnement optimal. De même, si nous mangeons moins pendant plus de trois semaines, notre métabolisme passe à un mode de fonctionnement plus efficace, ce qui rend le régime plus difficile.

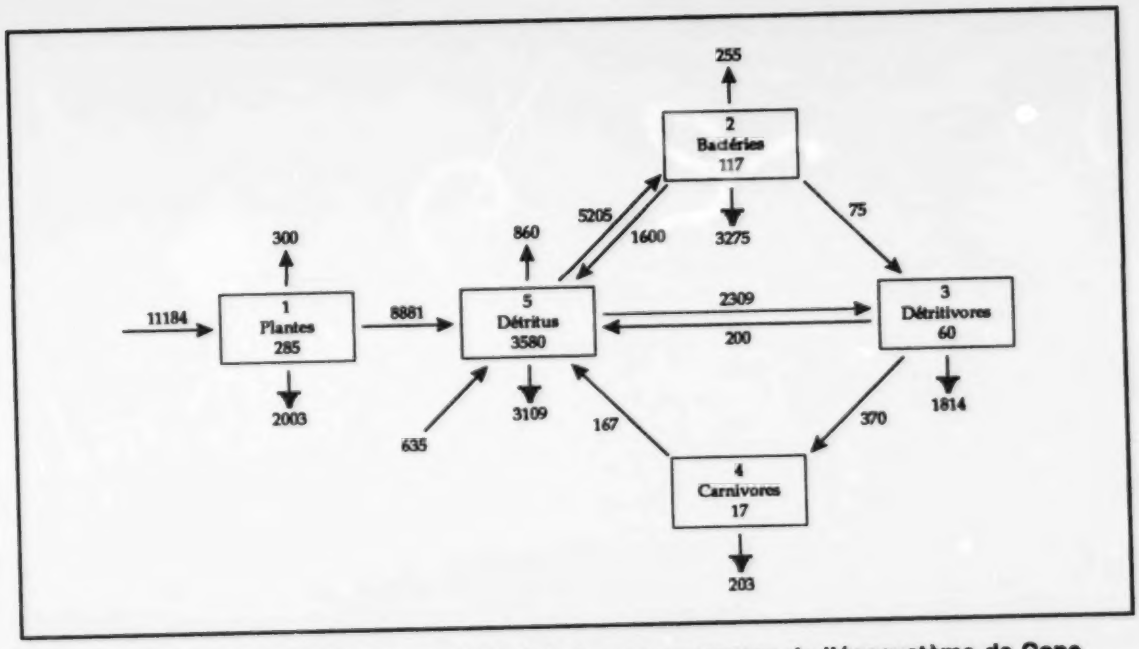


Figure 5 : Réseau simple de flux pondéré des cinq composantes de l'écosystème de Cone Spring. Les flux d'énergie (kcal/m^2/an) sont indiqués par les valeurs sur les flèches, tandis que les réserves fixes (kcal/m^2) sont indiquées dans les cases qui représentent les noeuds. Il y a deux intrants de l'extérieur du système. Les flèches qui sont dirigées vers l'extérieur du système représentent l'énergie cédée sous une forme qui peut être utilisée par d'autres systèmes. Les trois lignes situées sous chaque case représentent l'énergie dépensée durant la respiration. Cette énergie est perdue par le système et ne peut être utilisée par un autre système de la même échelle (d'après Kay *et al.*, 1989).

des autres types de systèmes complexes. S'il est clair, pour l'auteur, que notre compréhension de l'évolution et de l'intégrité des écosystèmes reposera sur l'emploi des techniques d'analyse de flux, cela ne diminue pas l'importance des études de populations. La connaissance des espèces individuelles et le maintien de leur santé sont aussi importants que le maintien de l'intégrité de tout l'écosystème pour un développement durable.

L'écologie est une science jeune qui cherche encore à définir ses principes élémentaires et s'interroge sur ce qu'il faut mesurer. Nous commençons à peine à comprendre la façon dont les écosystèmes évoluent, et donc ce qui constitue leur intégrité. Même si l'écologie théorique et expérimentale a fait des progrès encourageants au cours de la dernière décennie, il est trop tôt pour définir les indicateurs de pérennité qui pourraient s'appliquer à tous les écosystèmes.

4 Quelques exemples d'indicateurs et de leur utilisation

Sans perdre de vue que les indicateurs de développement durable ne sont pas encore au point, nous voulons présenter ici quelques exemples de leur utilisation dans l'évaluation de l'intégrité et la pérennité d'écosystèmes particuliers. Notons toutefois que ces mesures sont propres à des lieux géographiques donnés ou nécessitent des ensembles de données qui ne sont généralement pas disponibles.

4.1 Quelques séries d'indicateurs

Une série d'indicateurs est le fruit des travaux d'un colloque chargé de déterminer les attributs importants des écosystèmes qui peuvent servir de critères opérationnels pour la gestion des écosystèmes de Green Bay ou des Grands Lacs en général (Harris *et al.*, 1987). Le tableau 4 montre les 18 indicateurs retenus sur la série de 40 qui avait été proposée. On peut voir que

Tableau 4 : Indicateurs des écosystèmes de Green Bay (d'après Harris *et al.*, 1987)

1. Intrants et extrants du système
   - Nutriments
   - Matières particulaires
   - Énergie
2. Temps de séjour
   - Eau (taux de circulation et d'écoulement)
   - Produits toxiques
   - Matières particulaires
   - Nutriments (cycle)
3. Taux de sédimentation
   - Flux de carbone organique
   - Flux de produits toxiques
   - Niveaux de O_2 hypolimnétique
4. Production primaire
   - Macrophytes contre phytoplancton
   - Biomasse algale et qualité des nutriments (pour la chaîne du zooplanctonique)
5. Production secondaire et biomasse
   - Chaîne trophique des détritivores
   - Qualité du zooplancton en tant qu'aliment (pour les planctonivores)
   - Mortalité et natalité des poissons
   - Taux de reproduction et de croissance des espèces favorisées de poissons
6. Structure trophique
   - Longueur de la chaîne alimentaire
   - Limite du flux d'énergie entre deux niveaux (cette limite dépend de la qualité de l'alimentation à chaque niveau)
   - Distribution par taille et diversité des espèces (influant sur la qualité de l'alimentation disponible au niveau trophique suivant)
   - Le niveau de P/B peut être propre aux niveaux trophiques et aux taux de renouvellement
7. Rapport des biomasses pélagique et benthique
8. Efficacité du transfert du carbone
   - S'appliqué à chaque niveau de la chaîne alimentaire (mais à des degrés d'importance différents)
   - Particulièrement important dans la chaîne trophique des détritivores
9. Nature des connexions
   - À l'intérieur des niveaux trophiques et entre ceux-ci : sous-ensemble de structure trophique (ci-dessus)
   - Influence la stabilité du système
10. Abondance des proies et des prédateurs
    - S'appliqué à chaque niveau trophique
11. Taux de renouvellement de la variable la plus lente du système
    - Les espèces essentielles se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire et ont le cycle biologique le plus long
    - Les réactions physico-chimiques (par exemple, la reminéralisation des nutriments sédimentaires) sont importantes
12. Condition des piscivores dominants
    - Taux de croissance et productivité des prédateurs dominants
    - Accumulation organique de produits chimiques toxiques
13. Espèces indicatrices
    - Représentatives des espèces les plus sélectives à divers niveaux trophiques
    - Intégrateurs de la qualité de l'environnement
14. Effets toxiques
    - Inhibition de la productivité (primaire et secondaire)
    - Physiologie
    - Facteurs de bio-accumulation
    - Accumulation organique chez les poissons
15. Variabilité des paramètres des systèmes dans le temps
    - Flux des conditions physico-chimiques
    - Fonctions des communautés
    - Fonctions des espèces
    - Niveaux de pollution
16. Utilisation et perception de l'utilisation
    - Esthétique
    - Valeurs humaines (base économique)
17. Temps mis par un système pour revenir à son état initial
18. Rapport entre le combustible fossile et l'énergie solaire au sein du système (nécessaire à l'évaluation de la productivité nette véritable ou sans apport supplémentaire)

ces indicateurs concernent les flux d'énergie et de matière, les populations ainsi que les questions d'esthétique et d'utilisation par les humains. La lecture de ce tableau nous fait comprendre la tâche énorme que représente déjà la seule collecte des données nécessaires à l'emploi de ces mesures.

Le deuxième exemple est celui de l'indicateur d'intégrité biologique (IIB) proposé par Karr *et al.* (1986). Les tableaux 5 et 6 décrivent cet indicateur qui concerne essentiellement les populations. Destinée à évaluer les communautés piscicoles dans les cours d'eau du Midwest américain, cette mesure a été adaptée au sud de l'Ontario par Steedman (1988). Bien qu'elle ait pu servir à évaluer correctement l'intégrité de ces écosystèmes, elle demeure limitée à certains lieux et ne s'applique qu'aux poissons.

Schaeffer *et al.* (1988) ont établi, pour mesurer la santé des écosystèmes, onze critères s'appliquant également aux indicateurs écologiques de pérennité. Certains d'entre eux reposent sur l'exactitude mathématique des mesures, ce qui est souvent négligé dans les sciences biologiques. De plus, ces mesures :

a) ne doivent pas dépendre de la présence, de l'absence ou de l'état d'une seule espèce;

b) ne doivent pas dépendre du recensement ou de l'inventaire d'un grand nombre d'espèces;

c) doivent refléter notre connaissance de la succession normale des stades de développement;

d) ne doivent pas s'exprimer sous la forme d'un seul nombre;

e) doivent être reliées et se prêter hiérarchiquement à l'utilisation dans les écosystèmes.

Il serait bon de garder ces critères à l'esprit lorsqu'on évalue les indicateurs écologiques de pérennité.

4.2 Étude comparative des écosystèmes

Wulff et Ulanowicz (1989) ont entrepris une comparaison de la mer Baltique et de la baie de Chesapeake en se servant de l'analyse des flux. La figure 6 présente le flux du carbone des deux écosystèmes. La mer Baltique a une diversité d'espèces plus faible; sa production primaire est égale au tiers de celle de Chesapeake, les échanges totaux de l'écosystème sont égaux à 20 % de ceux de Chesapeake, et elle est 33 fois plus grande. Ces mesures traditionnelles indiquent que, de ces deux écosystèmes, la Baltique est en moins bon état que la baie de Chesapeake. Cependant, Wulff et Ulanowicz ont découvert que «la mer Baltique avait un meilleur rendement trophique et un éventail de boucles de rétroaction mieux structuré que la baie de Chesapeake, ce qui indique que celle-ci est soumise à des stress plus considérables».

Wulff et Ulanowicz ont notamment constaté que dans l'ensemble, le niveau trophique réel de chaque espèce était supérieur dans la mer Baltique (voir figure 7). Les espèces tendent à se placer au plus haut niveau trophique possible, car leur nourriture y aura un plus fort contenu énergétique. Les niveaux trophiques inférieurs sont, par conséquent, soumis à des stress. Dans l'ensemble, la mer Baltique a plus de niveaux trophiques que la baie de Chesapeake, soit 7 au lieu de 6 (voir figure 9). Ces résultats indiquent que la baie de Chesapeake est soumise à davantage de stress que la mer Baltique.

Le rendement trophique de la mer Baltique est bien plus élevé, et une plus grande partie de l'énergie captée passe dans la chaîne alimentaire. De plus, le ratio des apports énergétiques des détritus vers la chaîne des prédateurs relativement aux apports des herbivores est de 4/1 dans la baie de Chesapeake et de 1,5/1 dans la mer Baltique. Enfin, le nombre de cycles est plus élevé dans la mer Baltique (20 contre 14), et la durée des cycles y est plus longue (voir figure 8). Les cycles sont les boucles du réseau trophique par lesquelles les nutriments reviennent à leur point de départ pour être réutilisés. Des cycles plus nombreux et plus longs permettent une utilisation plus complète de la nourriture. Ces deux dernières constatations montrent que les ressources disponibles de la mer Baltique sont utilisées de façon plus complète. L'ensemble de ces observations indique que la mer Baltique utilise mieux les ressources capturées. Son réseau trophique est mieux organisé que celui de la baie de Chesapeake.

Tableau 5 : Composantes de l'indicateur d'intégrité biologique (d'après Karr *et al.*, 1986)

Catégorie	Mesures
Richesse et composition des espèces	1. Nombre total d'espèces de poissons 2. Nombre et nom des espèces de dard 3. Nombre et nom des espèces de crapet-soleil 4. Nombre et nom des espèces de suceurs 5. Nombre et nom des espèces vulnérables 6. Proportion des crapets verts 7. Proportion des omnivores 8. Proportion des cyprinidés insectivores 9. Proportion des piscivores (carnivores dominants de la chaine trophique)
Abondance et état des poissons	10. Nombre d'individus dans l'échantillon 11. Proportion des individus hybrides 12. Proportion des individus présentant des maladies, des tumeurs, une détérioration des nageoires et des anomalies du squelette

Tableau 6 : Score IIB total, classement selon l'intégrité du système et caractéristiques de chaque catégorie
(d'après Karr *et al.*, 1986)

Score IIB totale (somme des 12 mesures)	Classement selon l'intégrité	Caractéristiques
58-60	Excellent	Comparable aux meilleurs écosystèmes sans perturbations par l'être humain; toutes les espèces attendues dans la région en fonction de l'habitat et de la dimension du cours d'eau, y compris les formes les plus vulnérables, sont présentes dans toutes les catégories d'âge ou de taille; structure trophique équilibrée.
48-52	Bon	La richesse des espèces est parfois inférieure aux attentes, en particulier par suite de la disparition des espèces les plus vulnérables; certaines espèces sont présentes de façon moins abondante ou sont de plus petite taille; la structure trophique présente certains signes de stress.
40-44	Acceptable	Les signes d'une détérioration plus prononcée comprennent la perte d'espèces vulnérables, un moins grand nombre d'espèces, une structure trophique très asymétrique (par exemple, une augmentation de la fréquence des omnivores et des crapets verts ou d'autres espèces tolérantes); les catégories d'âge plus anciennes chez les prédateurs dominants peuvent être rares.
28-34	Pauvre	Dominé par des omnivores, des espèces tolérantes et des espèces généralistes; peu de carnivores dominants; les taux de croissance et les facteurs de milieu sont généralement limités; présence fréquente d'hybrides et de poissons malades.
12-22	Très pauvre	Peu de poissons; la plupart y ont été introduits ou sont des espèces tolérantes; présence courante d'hybrides, de poissons malades, de parasites, de poissons aux nageoires endommagées ou souffrant d'autres anomalies.
	Aucun poisson	Des échantillonnages répétés ne permettent pas de trouver quelque poisson que ce soit.

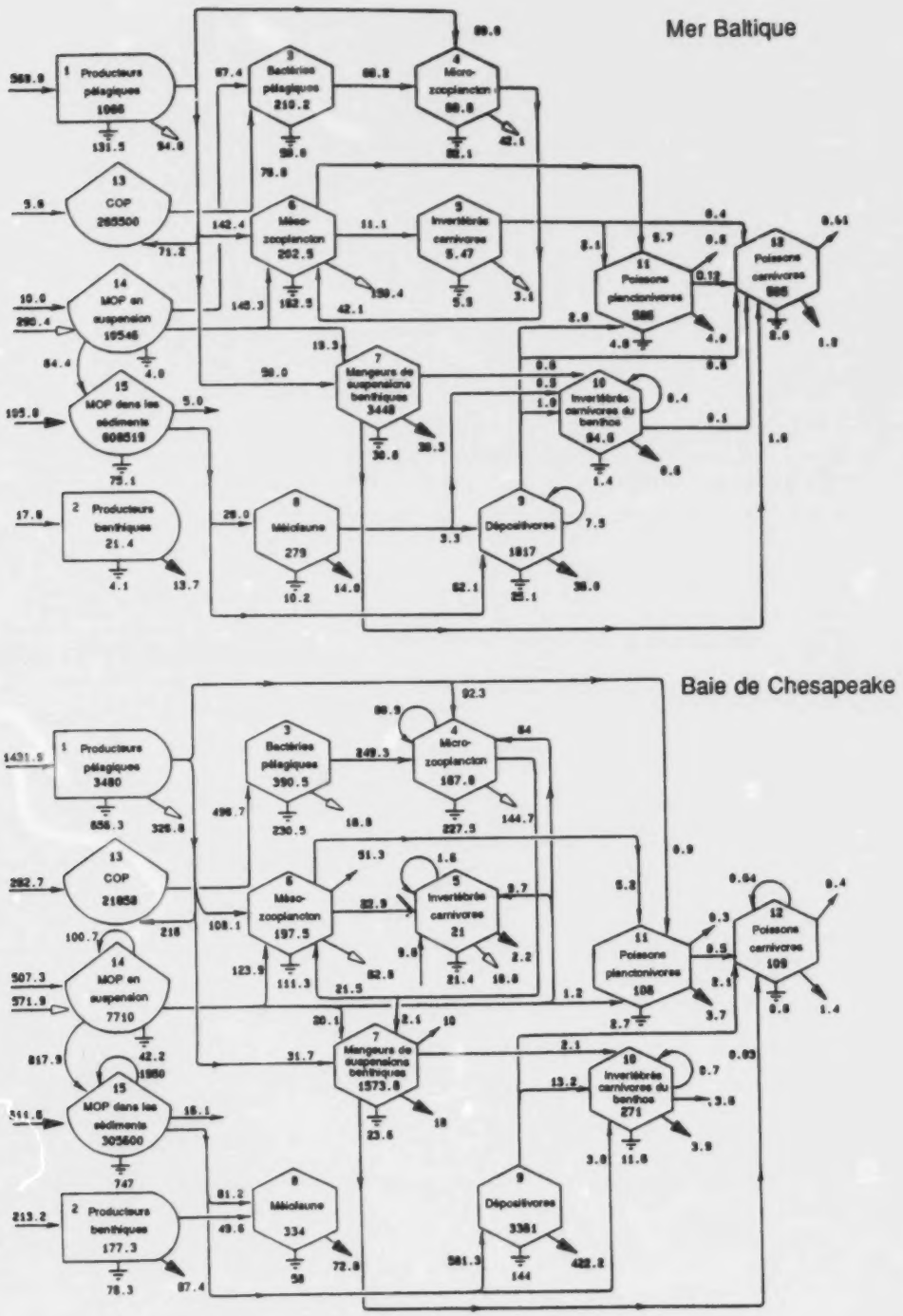


Figure 6 : Flux du carbone dans la mer Baltique et la baie de Chesapeake.
(mg/m^2 /jour, d'après Wulff et Ulanowicz, 1989)

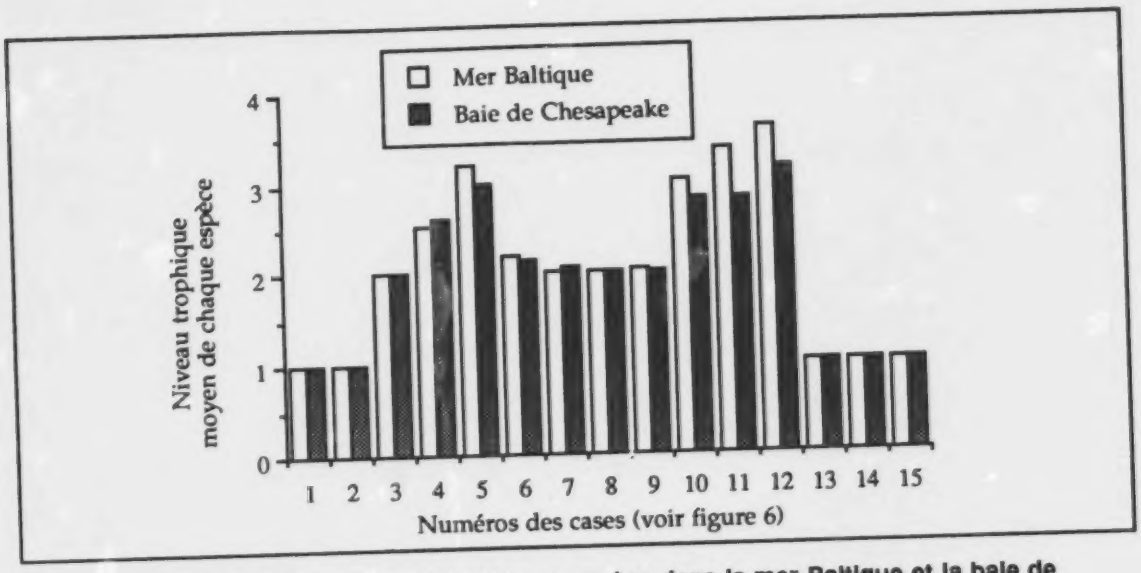


Figure 7 : Niveau trophique effectif de chaque espèce dans la mer Baltique et la baie de Chesapeake

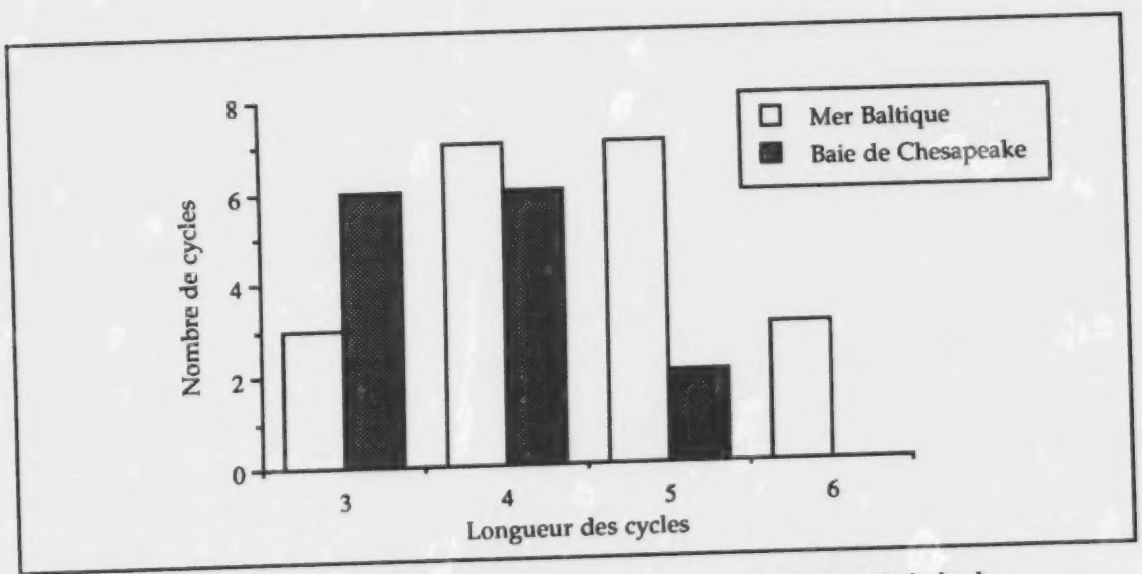


Figure 8 : Nombre de cycles selon leur longueur dans la mer Baltique et la baie de Chesapeake

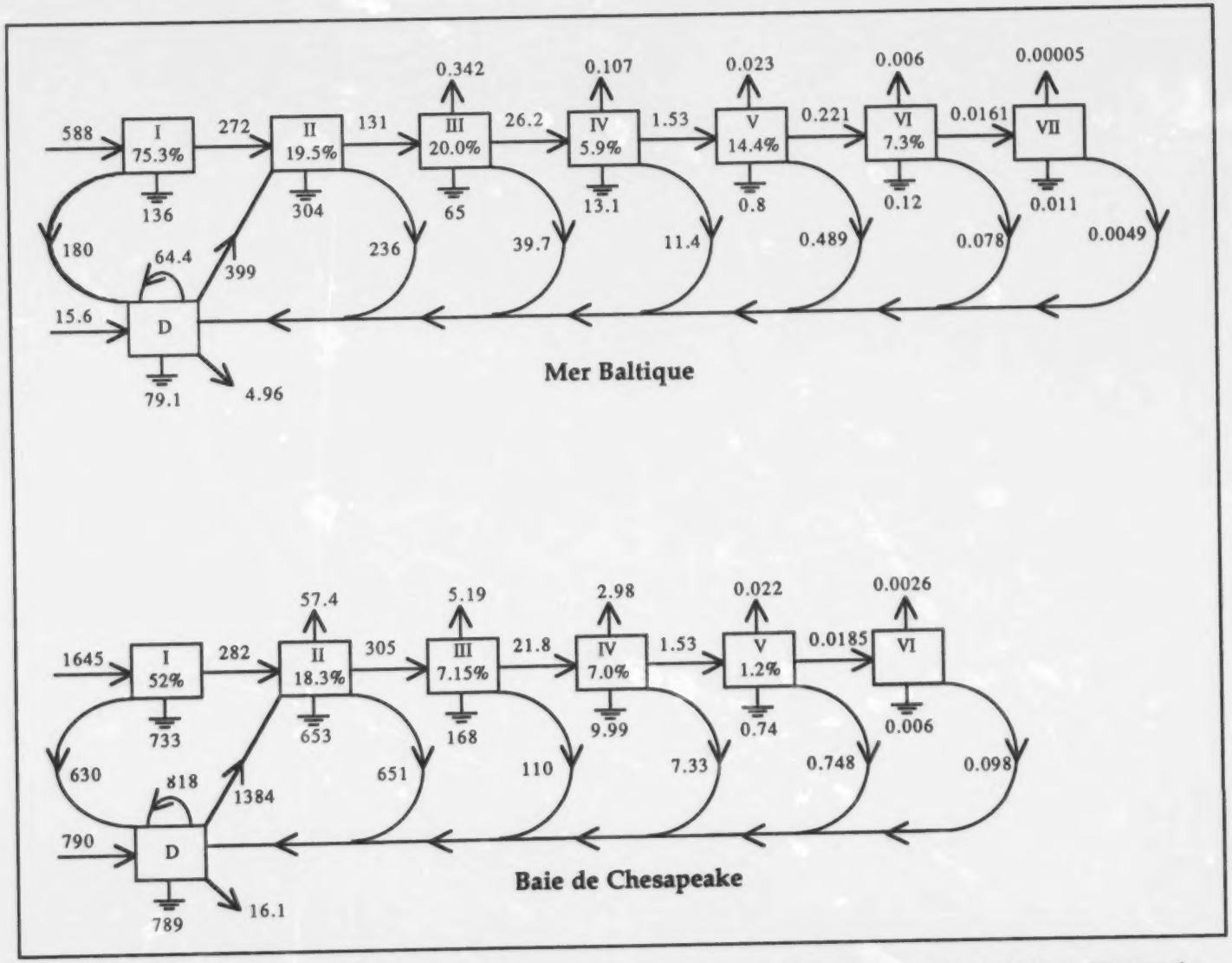


Figure 9 : Chaîne réelle des prédateurs et du recyclage des détritus dans la mer Baltique et dans la baie de Chesapeake.
Les pourcentages encadrés correspondent à l'efficacité trophique globale (tiré de Wulff et Ulanowicz, 1989)

4.3 Évaluation d'un écosystème sur lequel s'exerce l'activité humaine

Il s'agit ici d'un exemple d'évaluation de l'impact du développement humain sur un écosystème[10]. L'écosystème en question est un goulet marécageux près de la rivière Crystal, en Floride[11]. Cet écosystème est perturbé par l'eau chaude rejetée par une centrale électronucléaire. La perturbation consiste en une élévation de température de l'eau d'environ 6°C. L'écosystème témoin ne reçoit pas cet effluent, mais est exposé aux mêmes conditions environnementales.

Le tableau 7 résume une série d'indicateurs. La quantification des intrants-extrants révèle divers aspects des échanges au sein de l'écosystème. En termes absolus, tous les échanges ont diminué dans l'écosystème perturbé. Globalement, cette diminution est de 20 %; en particulier, les intrants (soit les nutriments disponibles pour consommation) ont diminué de 18 %, et les échanges totaux dans l'écosystème (ETE), de 21 %. La biomasse s'est réduite de 35 % environ. Ces pourcentages montrent bien que la perturbation a causé une réduction de l'écosystème, tant du point de vue de la biomasse que de celui de la consommation de ressources.

Si les flux sont mesurés en fonction des intrants venant de l'extérieur, ils montrent l'efficacité avec laquelle l'écosystème utilise les ressources qu'il capture. Les variations de ces mesures révèlent que, globalement, l'écosystème perturbé exporte les matières plus rapidement que l'écosystème témoin. En ce qui concerne les organismes vivants, on observe surtout un accroissement de la respiration et une diminution des détritus rejetés. Les extrants montrent une légère réduction. Ces modifications indiquent qu'il se produit une utilisation plus efficace des ressources par les organismes vivants de l'écosystème. Elles montrent aussi que les espèces sont soumises à des stress[12]. Si notre analyse porte plutôt sur les détritus, il s'en dégage une image différente. La production augmente légèrement, la respiration diminue légèrement, et on observe un fort accroissement des extrants. Cette analyse des échanges montre que les organismes vivants sont un peu affectés par le stress, mais, ce qui est encore plus important, qu'il y a un fort bouleversement de la capacité de l'écosystème de recycler les détritus et, ainsi, de retenir ses ressources.

L'étude des données du réseau trophique confirme cette observation. Le nombre de cycles dans l'écosystème perturbé n'atteint que 51 % du nombre observé dans l'écosystème témoin. En outre, ces cycles sont plus courts (voir figure 10). L'examen de la chaîne réelle des prédateurs (figure 11) montre que le nombre des niveaux trophiques n'a pas changé, mais que le rendement trophique des cases III et IV a accusé des modifications marquées, tout comme les échanges aux niveaux trophiques supérieurs. Ce sont là des indicateurs d'un écosystème perturbé.

L'effluent de la centrale électronucléaire a donc réduit la taille de l'écosystème et sa consommation, en affectant sa capacité de retenir les ressources captées. En résumé, l'écosystème perturbé est plus petit, ses niveaux trophiques sont inférieurs, tout comme son pouvoir de recyclage, et il subit des pertes. Ce sont tous des signes de désorganisation et de rétrogradation du développement.

5 Conclusion

L'écologie est une discipline jeune, particulièrement dans l'étude des écosystèmes. Il est donc prématuré de s'attendre qu'on isole un ensemble universel d'indicateurs de l'intégrité des écosystèmes, pour disposer d'une méthode quantitative permettant d'évaluer leur pérennité, quelle que soit la situation. L'analyste doit donc adapter les mesures et les méthodes à l'aspect de la pérennité qu'il veut étudier. La prudence est de mise en tout temps. Si l'on ne prend pas les précautions voulues, une catastrophe est toujours possible et l'on peut perdre irrémédiablement une espèce ou un écosystème. Les principes de gestion environnementale adaptative prônés par Holling (1978) présentent un grand intérêt à ce sujet.

Le Canada pourrait entreprendre dans ce domaine une action importante : appuyer officiellement l'écologie théorique portant sur les écosystèmes et la collecte de données de base. Le manque de données limite considérablement notre capacité d'élaborer des indicateurs de l'intégrité et de la santé des écosystèmes.

---

[10]Cette évaluation se fait uniquement au niveau de l'écosystème. L'évaluation complète des répercussions nécessite l'étude des impacts sur les espèces (niveau inférieur suivant) et l'impact au niveau régional (niveau supérieur suivant).

[11]Ces données ont été recueillies par Homer et Kemp, mais n'ont jamais été publiées.

[12]L'être vivant soumis à un stress accroît sa respiration et réduit ses déjections.

Tableau 7 : Indicateurs des écosystèmes du goulet marécageux de la rivière Crystal

	mg/m²/jour			Mesuré selon les intrants		
Rivière Crystal	**Témoin**	**Perturbé**	**Δ%**	**Témoin**	**Perturbé**	**Δ%**
Biomasse	1 157 136	755 213	34,73 %	157,50	125,49	20,32 %
I/E Total						
Intrants	7 347	6 018	18,09 %	1	1	0,00 %
ETE*	22 768	18 055	20,70 %	3,10	3,00	3,19 %
Production	3 292	2 573,9	21,82 %	0,45	0,43	4,56 %
Extrants	952	872	8,37 %	0,13	0,14	–11,86 %
Respiration	6 400	5 148	19,57 %	0,87	0,86	1,80 %
I/E Matière vivante						
Production	400	326	18,39 %	0,05	0,05	0,37 %
Extrants	316	253	19,93 %	0,04	0,04	2,24 %
Respiration	3 566	3 078	13,69 %	0,49	0,51	–5,37 %
Détritus	5 726	4 315	24,64 %	0,78	0,72	7,99 %
				Mesuré selon les intrants de détritus		
I/E Détritus						
Intrants org. vivants	5 726	4 315	24,64 %	1,00	1,00	0,00 %
Production	2 893	2 248	22,29 %	0,51	0,52	–3,11 %
Extrants	636	619	2,64 %	0,11	0,14	–29,19 %
Respiration	2 834	2 070	26,96 %	0,49	0,48	3,09 %
Réseau trophique						
Cycles	142	69	51,41 %			
Niveaux trophiques	5	5	0,00 %			

* Échanges totaux dans l'écosystème.

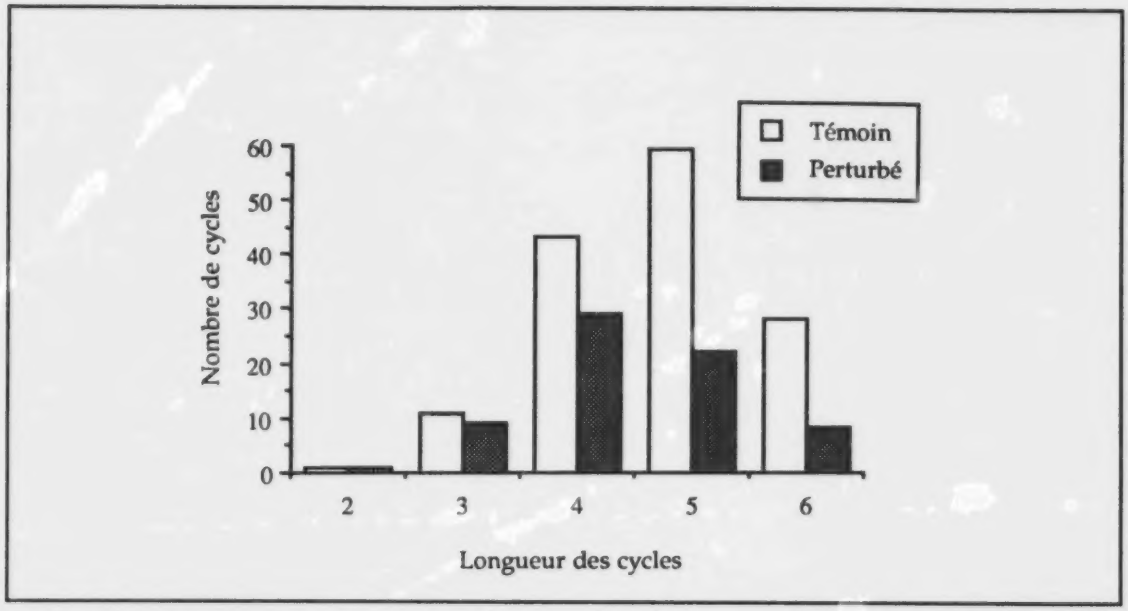


Figure 10 : Nombre de cycles selon leur longueur dans les écosystèmes de la rivière Crystal

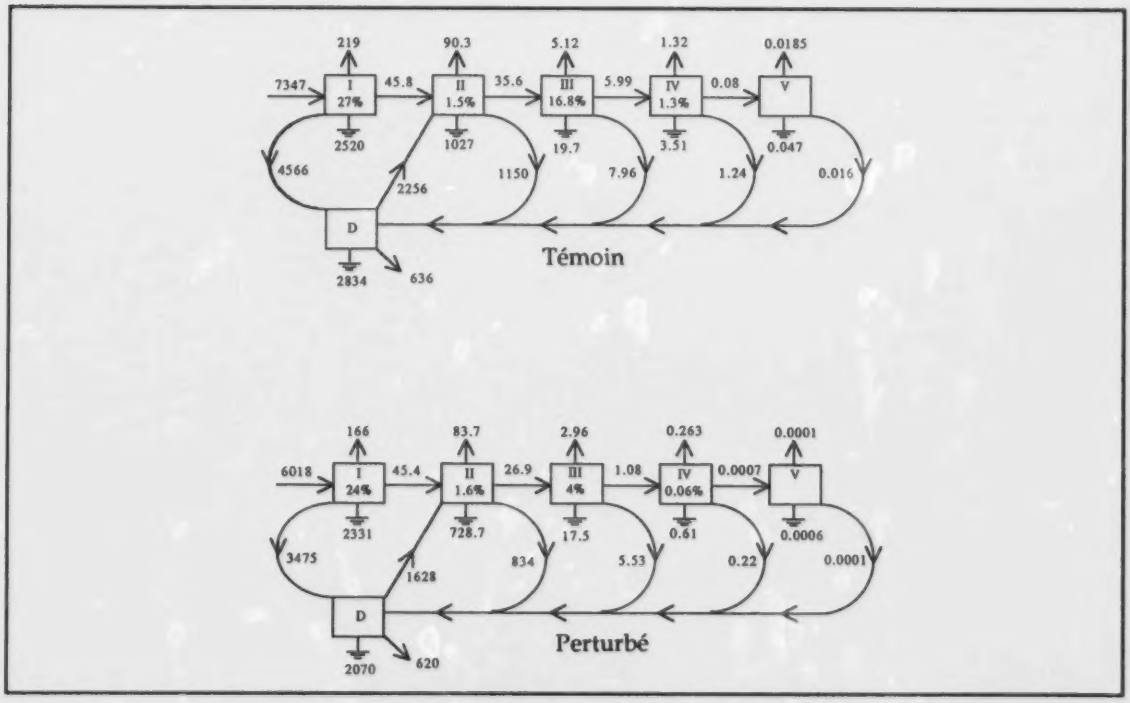


Figure 11 : Chaine réelle des prédateurs et du recyclage des détritus des goulets marécageux avoisinant la rivière Crystal, en Floride. Les pourcentages indiqués dans les cases se rapportent à l'efficacité trophique globale.

À défaut de tels indicateurs et d'une bonne compréhension de la dynamique des écosystèmes, il nous sera toujours difficile de prendre des décisions judicieuses en matière de développement durable dans une perspective écologique.

Nous aimerions ajouter une dernière mise en garde. De par leur nature même, les structures dissipatives fonctionnent de manière imprévisible. Leur comportement ne peut donc être prévu a priori et peut être catastrophique. Quelles que soient les connaissances que nous en avons, nous serons toujours étonnés par les écosystèmes. Celui qui est appelé à les étudier (ou à étudier n'importe quelle structure dissipative) doit faire preuve de souplesse et s'attendre à des surprises.

Remerciements

Nous remercions M. Eric Schneider, scientifique principal au National Ocean Service (É.-U.), et le professeur Bob Ulanowicz, du Chesapeake Biological Laboratory de l'Université du Maryland, pour les nombreuses discussions sur ce sujet et pour les données qu'ils nous ont fournies. La section 2 et les annexes sont tirées d'une étude présentée au colloque de l'IJC-GLFC sur l'intégrité des écosystèmes, actuellement sous presse chez *Environmental Management*. Nous voulons exprimer aussi notre gratitude à tous ceux qui ont bien voulu lire notre manuscrit, et en particulier, à T. Fontaine, directeur, Water Quality Division, South Florida Water Management District. Deux de mes étudiants, S. Woodley et S. Slocombe, ont participé à la revue des ouvrages scientifiques. Les membres ainsi que le personnel du CCCE, et nommément Mme S. Conover et M. J. Potvin, ont beaucoup contribué par leurs remarques à améliorer notre texte.

Bibliographie

Barrett, G.W. et R. Rosenberg. *Stress Effects in Natural Ecosystems*. J. Wiley & Sons, 1981.

Bormann, F. et G. Likens. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, 1979.

Cairns, J.P. et K. Dickson. Recovery of Streams from Spills of Hazardous Materials. Dans *Recovery and Restoration of Damaged Ecosystems*, J.P. Cairns, K. Dickson et E. Herricks. University Press of Virginia, pp. 24-42, 1977.

DeAngelis, D.L. et al. Nutrient Dynamics and Food Web Stability. *Annual Review of Ecology and Systematics*, nº 20, pp. 71-95, 1989.

di Castri, F. The Evolution of Terrestrial Ecosystems. Dans *Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery*, O. Ravera (dir. de publ.), Elsevier Science, pp. 1-30, 1987.

Goodman, D. The Theory of Diversity-Stability Relationships in Ecology. *Q. Rev. Biol.* vol. 50, nº 3, pp. 237-366, 1975.

Granero-Porati, M.I., R. Kron-Morelli et A. Porati. Random Ecological Systems with Structure: Stability-Complexity Relationship. *Bulletin of Mathematical Biology*, vol. 44, nº 1, pp. 103-117, 1982.

Grassle, J.F. et al. (dir. de pub.). *Ecological Diversity in Theory and Practice*. International Co-Operative Publishing House. Statistical Ecology Series, nº 6, p. 275, 1987.

Harris, H.J. et al. Coupling Ecosystem Science with Management: A Great Lakes Perspective from Green Bay, Lake Michigan, U.S.A. *Environmental Management*, vol. 11, nº 5, pp. 619-625.

Harte, J. et D. Levy. On the Invulnerability of Ecosystems Disturbed by Man. Dans *Unifying Concepts in Ecology*, W.H. van Dobben et R. Lowe-McConnell (dir. de publ.), La Haie, Dr W. Junk B.V. Publishers, 1975.

Hill, A.R. Ecosystem Stability in Relation to Stresses Caused by Human Activities. *Canadian Geographer*, nº 19, pp. 206-220, 1975.

Hirata, H. et T. Fukao. A Model of Mass and Energy Flow in Ecosystems. *Mathematical Biosciences*, nº 33, 1977.

Holling, C.S. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. J. Wiley & Sons, 1978.

Holling, C.S. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, nº 4, 1973.

Holling, C.S. The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change. Dans *Sustainable Development in the Biosphere*, W.M. Clark et R.E. Mann (dir. de publ.), Oxford University, pp. 292-320, 1986.

Huseyin, K. The Multiple-Parameter Stability Theory and Its Relation to Catastrophe Theory. Dans *Problem Analysis in Science and Engineering*, F.H. Branin et K. Huseyin (dir. de publ.), Amsterdam, North-Holland, pp. 229-255, 1977.

Huseyin, K. et V. Manadi. On the Instability of Multiple-Parameter Systems. Dans *Theoretical and Applied Mechanics*, F.P.J. Rimorott et B. Tabarrok (dir. de publ.), Amsterdam, North-Holland, pp. 281-294, 1980.

Jones, D.D. The Applications of Catastrophe Theory to Ecological Systems. Dans *New Directions in the Analysis of Ecological Systems*, G.S. Innis (dir. de publ.), nº 5, pp. 133-148, 1975.

Karr, James R. et al. *Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and Its Rationale*. Illinois Natural History Survey. Publication spéciale nº 5, p. 28, 1986.

Kay, James. *Self-Organization in Living Systems*. Thèse de doctorat, Département de conception des systèmes, Université de Waterloo (Ontario), 1984.

Kay, James J., Lee Graham et Robert E. Ulanowicz. A Detailed Guide to *Network Analysis*. Dans *Network Analysis in Marine Ecosystems*, F. Wulff, J.G. Field et K.H. Mann (dir. de publ.), Springer-Verlag, Coastal and Estuarine Studies, nº 32, pp. 15-61, 1989.

Kay, J.J. A Thermodynamic Perspective of the Self-Organization of Living Systems. Dans *Proceedings of the 33rd Annual Meeting of the International Society for the System Sciences*, P.W.J. Ledington (dir. de publ.), Edinbourg, nº 3, pp. 24-30, 1989.

Lewotin, R. The Meaning of Stability. Dans *Diversity and Stability in Ecological Systems*, G.M. Woodwell et H.H. Smith (dir. de publ.),

Brookhaven National Laboratories Symposium 22, 1969.

Ludwig, D., D.D. Jones et C.S. Holling. Qualitative Analysis of Insect Outbreak Systems: The Spruce Budworm and the Forest. *Journal of Animal Ecology*, nº 44, pp. 315-332, 1978.

Lugo, A.E., G. Cintron et C. Geonaga. Mangrove Ecosystems under Stress. Dans *Stress Effects in Natural Ecosystems*, G.W. Barrett et R. Rosenberg (dir. de publ.), J. Wiley & Sons, pp. 129-153, 1981.

Margalef, R. Diversity, Stability, and Maturity in Natural Ecosystems. Dans *Unifying Concepts in Ecology*, W.H. van Dobben et R. Lowe-McConnell (dir. de publ.). Dr. W. Junk B.V. Publishers, La Haye, pp. 151-160, 1975.

May, R. General Introduction. Dans *Ecological Stability*, M. Usher et M. Williamson (dir. de publ.). Chapman & Hall, 1974.

May, R. Thresholds and Break Points in Ecosystems with a Multiplicity of Stable Points. *Nature*, nº 269, pp. 471-477, 1985.

McIntosh, R.P. *The Background of Ecology: Concept and Theory*. Cambridge University Press, 1985.

Nelson-Smith, A. Recovery of Some British Rocky Seashores from Oil Spills and Cleanup Operations. Dans *Recovery and Restoration of Damaged Ecosystems*, J.P. Cairns, K. Dickson et E. Herricks. University Press of Virginia, pp. 191-207, 1977.

Nicolis, G. et I. Prigogine. *Exploring Complexity*, W.H. Freeman, 1989.

Nicolis, G. et I. Prigogine. *Self-Organization in Non-Equilibrium Systems*. J. Wiley & Sons, 1977.

Odum, E.P. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *BioScience*, vol. 35, nº 7, pp. 419-422, 1985.

Odum, E.P. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, 1953.

Odum, E.P. The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, nº 164, pp. 262-270, 1969.

Orians, G.H. Diversity, Stability and Maturity of Natural Ecosystems. Dans *Unifying Concepts in Ecology* W.H. van Dobben et R. Lowe-McConnell (dir. de publ.). Dr W. Junk B.V. Publishers, La Haye, pp. 139-150, 1975.

Pielou, E.C. *Ecological Diversity*. J. Wiley & Sons, 1975.

Pielou, E.C. *Population and Community Ecology*. Gordon & Breach, 1974.

Preston, F. Diversity and Stability in the Biological World. Dans *Diversity and Stability in Ecological Systems*, G.M. Woodwell et H.H. Smith (dir. de publ.). Brookhaven National Laboratories Symposium 22, 1969.

Prigogine, I., G. Nicolis et A. Babloyantz. Thermodynamics of Evolution. *Physics Today*, vol. 23, nº 11, pp. 23-28, 1972.

Prigogine, I., G. Nicolis et A. Babloyantz. Thermodynamics of Evolution. *Physics Today*, vol. 23, nº 12, pp. 38-44, 1972.

Rapport, D.J. H.A. Regier et T.C. Hutchinson. Ecosystem Behaviour under Stress. *American Nature*, nº 125, pp. 617-640, 1985.

Rapport, D.J. What Constitutes Ecosystem Health. *Perspectives in Biology and Medicine*, vol. 33, nº 1, pp. 120-132, 1989.

Robinson, J.V. et W.D. Valentine. The Concepts of Elasticity, Invulnerability and Invadability. *Journal of Theoretical Biology*, nº 81, pp. 91-104, 1979.

Rutledge, R.W. Ecological Stability: A Systems Theory Viewpoint. *Electrical Engineering*. Oklahoma State University, 1974.

Rutledge, R.W., B.L. Basore et R.J. Mulholland. Ecological Stability. *Journal of Theoretical Biology*, nº 57, pp. 355-371, 1976.

Schaeffer, David, E. Herricks et H. Kerster. Ecosystem Health: 1. Measuring Ecosystem Health. *Environmental Management*, vol. 12, nº 4, pp. 445-455, 1988.

Schlinder, J.E. Detecting Ecosystem Responses to Anthropogenic Stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, nº 44, pp. 6-25, 1987.

Sharitz, R. et J.W. Gibbons. Effects of Thermal Effluents on a Lake: Enrichment and Stress. Dans *Stress Effects in Natural Ecosystems*,

G.W. Barrett et R. Rosenberg (dir. de publ.). J. Wiley & Sons, pp. 243-259, 1981.

Sheenan, P.J. et al. (dir. de publ.) *Effects of Pollution at the Ecosystem Level*. J. Wiley & Sons, 1984.

Shure, D.J. et E.J. Hunt. Ecological Response to Enrichment Perturbation in a Pine Forest. Dans *Stress Effects in Natural Ecosystems*, G.W. Barrett et R. Rosenberg (dir. de publ.). J. Wiley & Sons, pp. 103-114, 1981.

Slocombe, S. et S. Woodley. *Environmental Monitoring in National Parks: A Bibliographic Review*. Centre des ressources patrimoniales, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), 1990.

Steedman, R. Modification and Assessment of an Index of Biotic Integrity to Quantify Stream Quality in Southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 45, nº 1, pp. 45-501, 1988.

Strokes, Pamela. Clearwater Lake: Study of an Acidified Lake Ecosystem. Dans *Effects of Pollutants at the Ecosystem Level*, P.J. Sheehan et coll. (dir. de publ.). Série SCOPE nº 22, pp. 229-253, J. Wiley & Sons, 1984.

Thom, R. Topological Models in Biology. *Topology*, nº 8, 1969.

Ulanowicz, R.E. Complexity, Stability and Self-Organization in Natural Communities. *Oecologia*, nº 43, pp. 295-298, 1979.

Ulanowicz, R.E. An Hypothesis on the Development of Natural Communities. *Journal of Theoretical Biology*, nº 85, pp. 223-245, 1980.

Ulanowicz, R.E. *Growth and Development: Ecosystem Phenomenology*. Springer-Verlag, 1986.

Usher, M. et M. Williamson (dir. de publ.) *Ecological Stability*. Chapman & Hill, 1974.

Van Voris, P., R.V. O'Neill, W.R. Emanuel et H.H. Shugart. Functional Complexity and Ecosystem Stability. *Ecology*, vol. 61, nº 6, pp. 1352-1360, 1980.

Walker, B.H., D. Ludwig, C.S. Holling et R.M. Peterman. Stability of Semi-Arid Savanna Grazing Systems. *Journal of Ecology*, vol. 69, pp. 473-498, 1981.

Weinberger, P., R. Greenhalgh et R.P. Moody. Fenitrothion as a Wide-Ranging Perturbation Factor in the Environment. Dans *Stress Effects in Natural Ecosystems*, G.W. Barrett et R. Rosenberg (dir. de publ.). J. Wiley & Sons, pp. 155-176, 1981.

Wu, L. On the Stability of Ecosystems. Dans *Ecosystem Analysis and Prediction*, S.A. Levin (dir. de publ.). Society for Industrial and Applied Mathematics, 1974.

Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann (dir. de publ.). *Network Analysis in Marine Ecosystems nº 32*, Springer-Verlag, 1989.

Wulff, F. et R.E. Ulanowicz. A Comparative Anatomy of the Baltic Sea and Chesapeake Bay Ecosystems. Dans *Network Analysis in Marine Ecosystems*, F. Wulff, J.G. Field et K.H. Mann (dir. de publ.). Coastal and Estuarine Studies, nº 32, pp. 232-258. Springer-Verlag, 1989.

Annexe A
Quelques notions sur les systèmes

Notre exposé fait appel à certaines notions que nous décrivons ici de manière plus détaillée.

Une **variable d'état** décrit un aspect du système qui nous intéresse. Dans l'établissement des modèles de population, le nombre d'individus d'une espèce donnée serait la variable d'état. E.P. Odum (1969) a déterminé un ensemble bien connu de variables d'état des écosystèmes et décrit la façon dont elles changent au cours de la succession. Les taux de photosynthèse et de respiration, la productivité nette, la biomasse totale et la diversité des espèces en sont des exemples. Ulanowicz (1986) a défini un ensemble de variables qui décrivent l'état du réseau trophique d'un écosystème. Il s'agit entre autres de l'ascendance, du nombre de cycles, de l'indice cyclique et des niveaux trophiques réels. L'intérêt porté à ces variables dépend des questions que le chercheur se pose.

L'**espace d'état** est un espace multidimensionnel dont les axes sont les variables d'état. Dans un système prédateur-proie, les variables d'état seraient l'effectif de chaque espèce et l'espace bidimensionnel (nombre de prédateurs sur un axe et nombre de proies sur l'autre) serait l'espace d'état. La courbe que l'on obtiendrait (un **cheminement** dans l'espace d'état) représenterait la relation entre le prédateur et la proie (figures A-1a et A-1b par exemple).

Pour un ensemble donné de forces agissant sur un système, il existera au moins un point dans l'espace d'état où les forces en présence seront équilibrées. C'est ce que l'on appelle le **point d'équilibre**. Par exemple, pour une population, le point d'état stable est celui où les taux de mortalité et de natalité s'équilibrent. Ce qui importe, c'est la **stabilité** du point d'état stable. Il s'agit de savoir si le système peut se maintenir en état stable. Considérons un cône au sommet très étroit et tronqué. S'il est placé à l'envers, sur son sommet, une poussée légère entraînera sa chute. D'un autre côté, s'il est placé sur sa

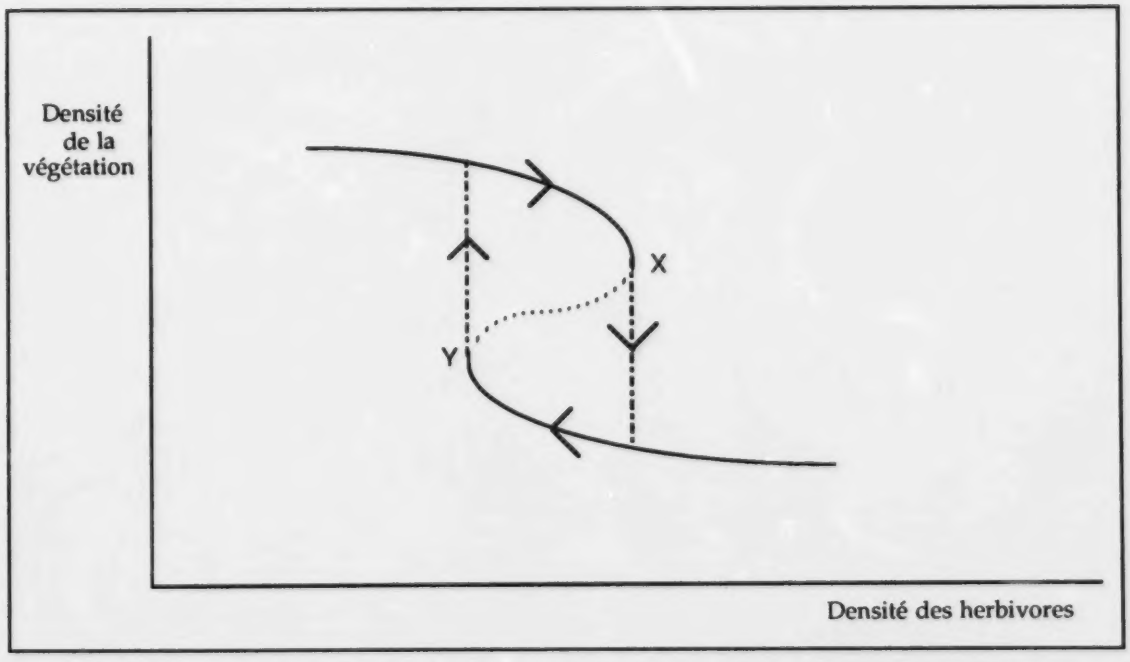


Figure A-1a: Catastrophes et seuils critiques. Le système «herbivore-végétation» suit un cheminement d'état stable dans son espace d'état, comme le montrent les flèches. Au point X, son état devient instable et le système passe de la courbe pleine supérieure à la courbe pleine inférieure. Au point Y, le système est à nouveau instable et se déplace de la courbe inférieure à la courbe supérieure.

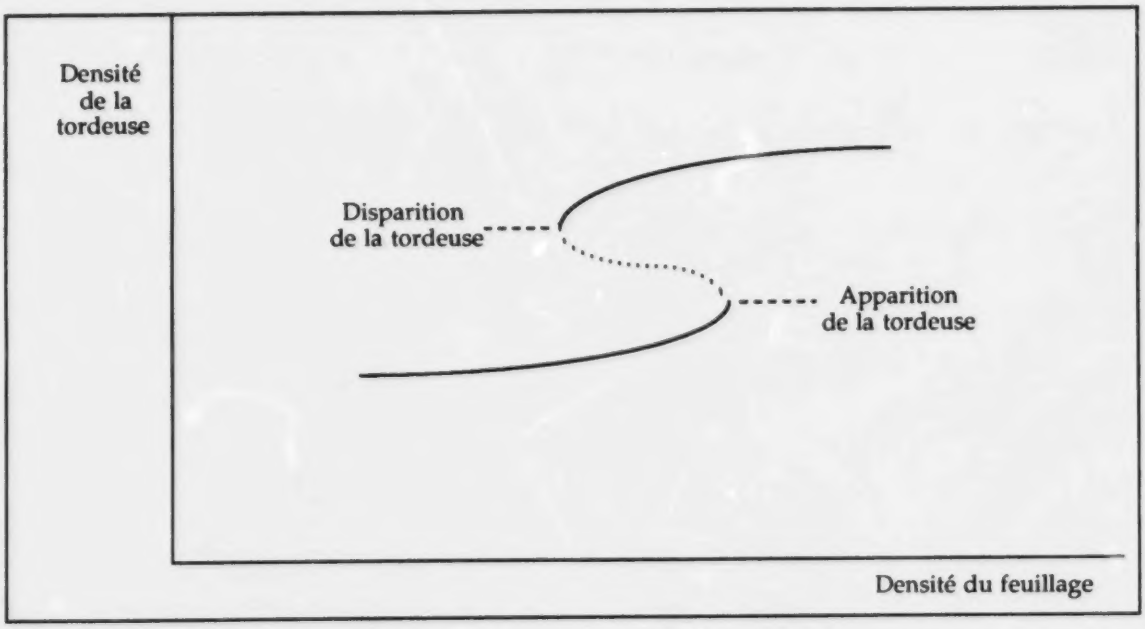


Figure A-1b: Situation semblable pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette

base, il faudra une perturbation importante pour le renverser. Dans le premier cas, l'état stable est dit instable, tandis que dans le dernier, il est dit stable. Sur le plan purement mathématique, un point d'équilibre est stable si après une perturbation, le système retourne à son point d'état stable.

Le système pourrait aussi ne pas revenir à son point d'état stable après une perturbation, mais osciller autour de ce point avec une amplitude maximale. Considérons un pendule parfait. Le point d'état stable se trouve au bas de la ligne tracée par le mouvement. Le système oscille autour de ce point avec une amplitude maximale après avoir été perturbé. Dans le cas d'un pendule réel, il finira par s'arrêter au point d'état stable. Ces deux pendules, idéal et réel, sont considérés comme stables.

Ces deux types de stabilité sont définis mathématiquement par le critère de **stabilité de Lyapunov** (voir Lewontin, 1969, et Harte et Levy, 1974, qui examinent cette théorie appliquée à l'écologie). La question essentielle consiste à savoir si le système reviendra au point d'état stable ou oscillera lorsqu'il est perturbé, ou s'il sera déplacé de façon permanente jusqu'à un autre point dans l'espace d'état (le cône se renverse). C'est en appliquant le principe de stabilité de Lyapunov aux systèmes thermodynamiques, ayant comme variable d'état la production d'entropie, que Prigogine a découvert le phénomène d'auto-organisation pour lequel il a reçu le prix Nobel.

Le **point de fonctionnement optimal** d'un écosystème est un point d'état stable dans l'espace d'état qui représente un état stable entre les forces agissant sur cet écosystème. Dans le monde réel, l'environnement n'est pas statique. Les forces agissant sur un écosystème se modifient constamment. C'est pourquoi le point d'état stable est sans cesse modifié. Dans le présent exposé, le point de fonctionnement optimal a été considéré comme étant stationnaire. En réalité, il change constamment, et il serait plus réaliste de le représenter par une distribution dans le temps qui refléterait la répartition des paramètres écologiques.

Malgré cette variabilité, il est possible qu'un écosystème possède un cycle aussi régulier que celui d'un pendule. Holling (1986) a montré que, par exemple, certaines pullulations d'insectes nuisibles, dans les écosystèmes forestiers, survenaient toujours avec la même fréquence. L'écosystème forestier passe d'un feuillage

maximal juste avant le début de cette pullulation à un feuillage minimal juste avant sa fin. On peut citer également l'exemple des écosystèmes soumis à des proliférations phytoplanctoniques.

Une notion très importante relative aux systèmes est celle des catastrophes. Elle a été mise en évidence par René Thom (1969), et Huseyin (1977, 1980) en a établi la base analytique. La théorie des catastrophes est importante en ce qu'elle montre la façon dont les systèmes peuvent présenter un comportement discontinu sans avertissement. En général, le phénomène est très intense.

La figure A-1a en présente un exemple simple. Lorsqu'une population d'herbivores augmente, la végétation diminue (la consommation augmentant). Le système atteint éventuellement un point (X) où la végétation disparaît; le système devient instable du fait d'un broutement excessif. Si la population des herbivores diminue rapidement, la végétation repousse jusqu'au point (Y); le système devient à nouveau instable, et l'on constate alors un excès de végétation. La diminution et l'augmentation rapides de végétation sont des **catastrophes** au sens mathématique du mot. Les points X et Y sont des **seuils critiques**. La tordeuse des bourgeons de l'épinette présente ce type de comportement (Ludwig *et al.*, 1978), l'herbivore suivant le patron de diminution et d'augmentation brusques (voir figure A-1b). Ce genre de catastrophe est appelé repli (voir figure A-1c). Pour P_1, P_3, il existe une valeur de X (X_1, X_3), mais pour P_2, il y a deux valeurs possibles : X_2 et X_4. La valeur que le système prend à P_2 dépend de son historique (soit le cheminement qu'il a suivi).

La figure A-2 présente une forme de catastrophe plus complexe. C'est ce que l'on appelle la catastrophe de Riemann-Hugoniot. Ce comportement n'est pas aussi simple que le repli,

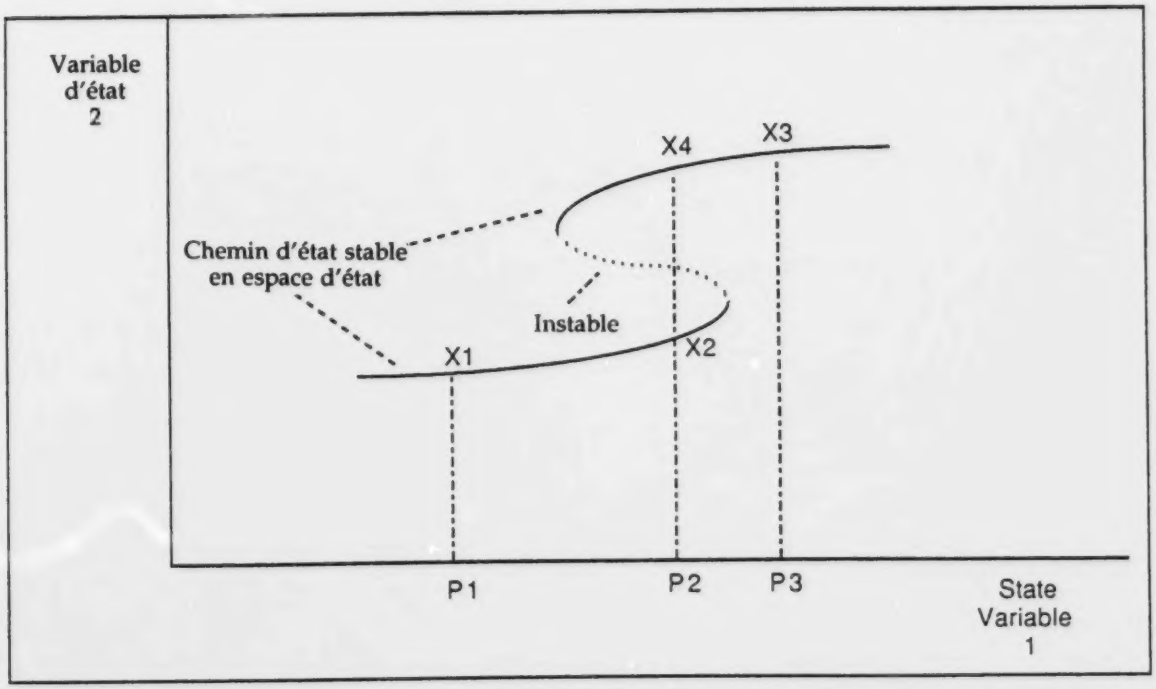


Figure A-1c : Catastrophe avec repli. Le système évolue en état stable jusqu'à un seuil critique. La courbe plein représente la partie stable du chemin. La courbe en pointillé représente la partie instable (le système ne peut demeurer sur la partie instable). En ce qui concerne les points P_1 et P_3, il existe des valeurs uniques possibles de X. La valeur de X à P_2 dépend de la courbe que le système suit. La catastrophe est le fait que le système saute de la courbe supérieure à la courbe inférieure, ou vice versa. C'est ce qui se passe lorsqu'il atteint des seuils (X et Y de la figure A-1a).

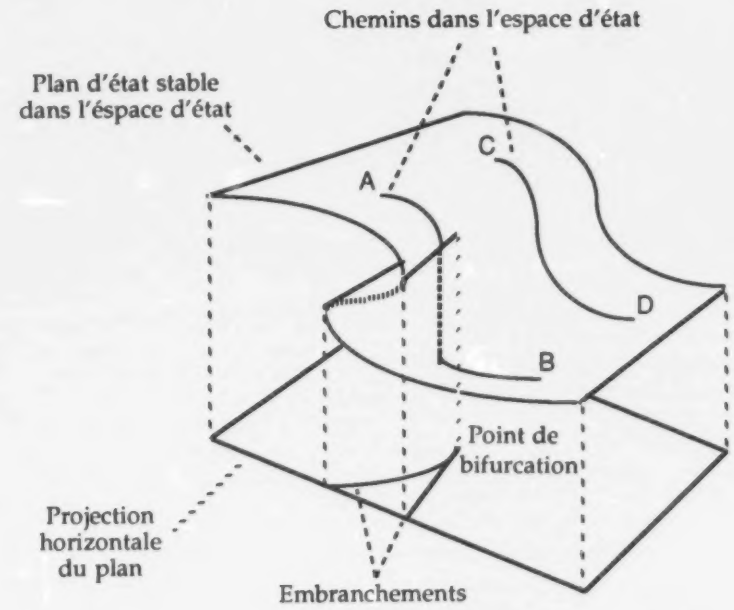
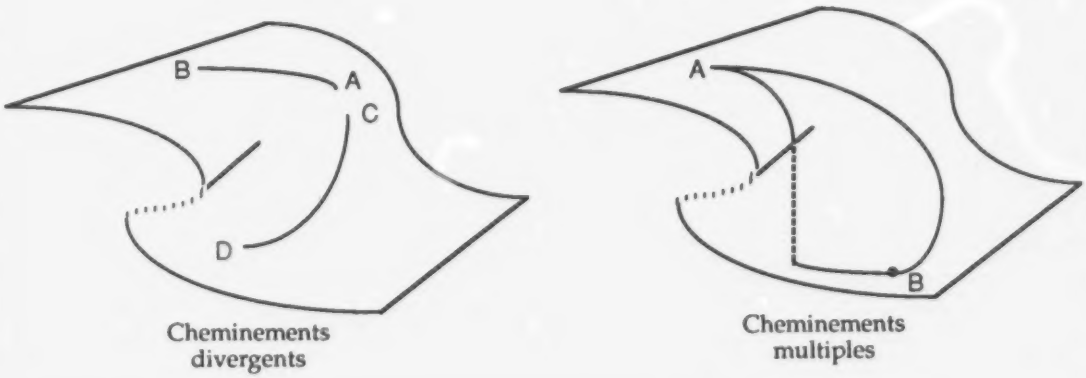


Figure A-2 : Catastrophe de Riemann-Hugoniot. L'ensemble des points d'état stable du système forme un plan dans l'espace d'état. Le chemin suivi par le système peut passer par un seuil de catastrophe (de A à B ci-dessus, la partie en pointillé de la courbe correspondant au saut) ou non (de C à D). Le système peut atteindre un point de bifurcation (voir ci-dessus). (Le système peut suivre l'un ou l'autre des embranchements, après le point de bifurcation, sans que l'on puisse prédire lequel). Deux points (A et C ci-dessous à gauche) peuvent être très proches, mais le système peut s'écarter de beaucoup dans son évolution (A à B contre C à D). De plus, le système peut parcourir des chemins différents de A à B (voir ci-dessous à droite). Un cheminement peut aboutir à une catastrophe (ligne pointillée) et l'autre pas.



du fait que le système peut suivre un cheminement équilibré comportant un seuil de catastrophe (de A à B) ou n'en comportant pas (C à D). Il peut aussi présenter des bifurcations, des divergences ou des chemins multiples. La catastrophe de Riemann-Hugoniot est néanmoins assez simple; elle est de l'ordre de 3. Certaines vont jusqu'à 7. Le fait est qu'un système peut présenter un comportement très compliqué et dramatique, même lorsqu'il semble prévisible. Il faut donc s'attendre à des surprises. Pour explorer ces notions plus en détail, on peut se référer à Holling (1986) ou Jones (1975), qui en font d'excellents exposés.

La notion d'état stable utilisée dans cette annexe diffère de celle que l'on trouve dans le texte principal. L'état stable, dans le sens de stabilité, est différent de l'état stable thermodynamique. Le premier se rapporte à l'état stable des forces agissant sur un système; il a son fondement dans la mécanique classique développée par Newton. **L'état stable thermodynamique** se rapporte à l'état d'un système qui est partout uniforme et ne se distingue pas de son milieu. Dans le cas d'un système biologique, cela représente la mort. La thermodynamique de turbulence se rapporte à l'organisation de systèmes qui ne sont pas en état stable thermodynamique. Il est inutile de préciser que cette différence entraîne une grande confusion. Les systèmes qui ne sont pas en état stable peuvent être stables, du fait que les forces qui agissent sur eux sont en état stable!

L'organisation se rapporte aux modifications dans les fonctions d'un système et dans sa structure interne qui lui permettent de mieux répondre à certains impératifs organisationnels. Le point final du processus d'organisation représente un compromis optimal entre les différents objectifs du système. C'est dans ce sens que l'on utilise l'expression **point de fonctionnement optimal**. Pour plus d'information à ce sujet, voir Kay (1984, 1989).

La **branche thermodynamique** indique le chemin parcouru à travers l'espace d'état par un écosystème dans son développement de l'état stable thermodynamique à son point de fonctionnement optimal (c'est-à-dire le point d'état stable qui est très éloigné de l'état stable thermodynamique) dans des conditions normales. C'est le cas du chemin normalement suivi par un écosystème qui évolue, passant d'un champ passé au bulldozer (en état stable thermodynamique) jusqu'à un écosystème forestier climacique (point de fonctionnement optimal).

Annexe B
Stabilité écologique

Les explications qui suivent présentent un aperçu des diverses définitions de l'expression **stabilité écologique** que l'on retrouve dans les ouvrages spécialisés. La liste est détaillée, mais non exhaustive.

Lorsqu'un écosystème est décrit comme étant stable, cela signifie généralement qu'il se comporte relativement bien. De nombreuses tentatives ont été faites pour asseoir cette définition à l'aide de formules mathématiques. La méthode la plus naturelle consiste à utiliser une définition de la stabilité généralement employée en physique, c'est-à-dire celle de Lyapunov. Il faut pour cela trouver une fonction quelconque décrivant le système et répondant aux critères de stabilité établis par Lyapunov (voir Lewontin, 1969, et Harte et Levy, 1975, qui examinent la théorie de la stabilité appliquée à l'écologie).

De nombreux chercheurs ont essayé de définir la stabilité écologique par la stabilité des populations. Usher et Williamson (1976) déclaraient que, en règle générale, la stabilité écologique est «la fermeté de la tendance d'une population ou d'un ensemble de populations à atteindre un point d'état stable ou un cycle limite, et en parallèle, la capacité d'un système de populations de neutraliser les perturbations». De nombreux articles et ouvrages se fondent sur cette définition de la stabilité écologique (pour l'un des meilleurs exemples, voir Granero-Porati *et al.*, 1982) mais un nombre égal d'études et de livres la rejettent.

Divers auteurs, dont Hirata et Fukao (1977), considèrent que la fonction dont la stabilité est essentielle est la biomasse des espèces. Il s'agit là d'une approche légèrement plus souple, car elle permet des fluctuations des populations, pourvu que la biomasse globale demeure stable. D'autres chercheurs ont parlé de la stabilité du fonctionnement d'une espèce, c'est-à-dire de la stabilité de sa niche. Plus récemment, Bormann et Likens (1979) ont rattaché la stabilité au fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble, mesuré par les intrants des cours d'eau. D'autres ont émis l'opinion que la stabilité se ramenait à celle de la structure (c'est-à-dire celle du réseau trophique) de l'écosystème. Elle pourrait probablement être déterminée à l'aide des mesures élaborées par Rutledge (1976) et Ulanowicz (1979, 1980, 1986). Certains chercheurs voient dans la stabilité du macromilieu (externe) ou du micromilieu la caractéristique principale d'un écosystème stable (elle pourrait se mesurer par les fluctuations des températures, des pluies, de l'humidité). Malheureusement, aucune de ces mesures ne permet de définir la stabilité écologique. Certaines peuvent être instables dans le sens où Lyapunov l'entend, alors que le système, dans son ensemble, peut bien se comporter.

Depuis quelques années, l'expression «stabilité écologique» a été utilisée pour définir de si nombreuses caractéristiques des écosystèmes que *l'on doit faire très attention à ce que veut dire un auteur lorsqu'il l'utilise.* Il est évident qu'une telle confusion n'est pas souhaitable. Divers auteurs pensent qu'il est indispensable d'élargir la définition de la stabilité pour l'appliquer à l'écologie. Voici ce que quelques-uns d'entre eux proposent.

Preston (1969) déclare ce qui suit : «La stabilité réside dans la possibilité de récupérer. À mon avis, un système écologique peut être considéré comme stable, tant qu'aucune espèce n'a disparu (créant ainsi une niche vacante) et qu'aucune n'atteint des proportions de fléau, sauf momentanément, détruisant par là les niches d'autres espèces et provoquant leur extinction.» Il s'agit là d'une définition intéressante, car elle n'exige pas que les populations soient stables au sens de Lyapunov, mais seulement qu'elles ne soient pas nulles.

Rutledge (1974) isole trois propriétés différentes des écosystèmes qui doivent faire partie, à son avis, de la stabilité écologique. La première est la vulnérabilité des composantes de l'écosystème aux perturbations. Plus la vulnérabilité est grande, plus la stabilité est faible. La deuxième est le maintien de l'écosystème dans le temps. Plus il dure, plus il est stable. La dernière est la faculté qu'a l'écosystème de revenir à son point d'état stable après s'en être écarté.

May (1974) constate trois courants parmi les théoriciens de la stabilité écologique. «Le premier s'inspire de la thermodynamique, et s'intéresse aux schémas généraux des flux d'énergie dans le réseau trophique. Le deuxième traite du milieu physique et de la façon dont il limite la distribution des espèces et touche l'organisation des communautés. Le troisième met l'accent sur les interactions biotiques qui existent entre les populations et au sein de chacune et qui définissent la structure des colonies».

Margalef (1975) est un peu plus pessimiste : «On peut se demander s'il est pertinent de

retenir le terme de stabilité puisqu'il a été utilisé trop souvent pour des conjectures différentes et divergentes». Wu (1974) pense qu'il est peut-être préférable de parler de la santé des écosystèmes, un écosystème étant en santé lorsque ses variables d'état se situent à l'intérieur de certaines limites.

Nous sommes d'avis que l'idée de stabilité devrait être maintenue, mais se limiter à la définition de Lyapunov. Si l'on veut définir ce que l'on entend par un écosystème qui se comporte bien, il faut définir et quantifier d'autres propriétés des écosystèmes, en plus de la stabilité. Un certain nombre d'auteurs ont essayé de le faire. Certains ont songé à l'idée d'un espace d'état dimensionnel. En général, chacun des axes *n* correspondrait à la population d'une espèce donnée. Cependant, d'autres variables pourraient également être utilisées. Il existe de nombreux points de cet hyperespace qui sont des points d'état stable de l'écosystème. Chacun de ces points est le centre d'un nuage. Si le système perd son état stable, mais demeure à l'intérieur du nuage, il retrouvera son état stable initial. S'il sort du nuage, il se dirigera vers un nouvel état stable.

Holling (1973) a introduit l'idée de résilience. C'est, selon lui, la distance minimale entre le point d'état stable et la limite du nuage. Ainsi, la résilience est mesurée par la perturbation minimale nécessaire pour modifier le système et l'amener à un nouvel état stable. La stabilité est le degré d'oscillation que le système présente par rapport à son point d'état stable. Pour Holling, les forêts qui sont parasitées par des insectes nuisibles, comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette, sont instables. Leurs populations connaissent des oscillations extrêmes. Cependant, le système revient presque toujours à son état initial. On le qualifie de résilient. D'après Holling, les systèmes résilients ne sont généralement pas stables, et vice versa. Hill (1975) développe l'idée de Holling et observe qu'il existe deux sortes de stabilité. La première est une stabilité sans oscillation qui se réfère à la stabilité des variables d'état qui ne connaissent pas de stress. L'autre est la stabilité-résilience. Elle se rapporte à la stabilité des variables d'état dans un système victime d'un stress et après que celui-ci a disparu. Cette dernière stabilité se rapporte au degré d'oscillation (fluctuation) que connaît le système alors qu'il est victime d'un stress et à quelle vitesse cette oscillation s'amortit lorsque le stress disparaît.

Cairns et Dickson (1977) ont examiné la stabilité-résilience des cours d'eau. Ils ont isolé quatre propriétés des écosystèmes qui déterminent les caractéristiques de récupération après un stress : la vulnérabilité, l'élasticité, l'inertie et la résilience.

La VULNÉRABILITÉ est définie comme l'impossibilité de résister à une perturbation irréversible (nécessitant un temps de récupération supérieur à une vie humaine). Cette composante est probablement mesurée par l'importance de la perturbation nécessaire pour causer des dommages irréversibles.

L'ÉLASTICITÉ est la capacité de récupérer après un déplacement de structure ou de fonction vers un état stable proche de l'état initial. Il est probable que cette composante soit mesurée par la vitesse de récupération après la perturbation.

L'INERTIE est la capacité d'un écosystème de résister au déplacement ou au déséquilibre de sa structure ou de ses fonctions. Elle correspond probablement à l'importance de la perturbation nécessaire pour déplacer le système.

LA RÉSILIENCE se calcule au nombre de fois qu'un système peut subir la même perturbation et revenir quand même à son état initial.

Cairns et Dickson n'ont pas précisé la façon de mesurer ces propriétés et n'ont pas indiqué clairement ce qui les distingue. Cependant, ils considèrent que l'importance de la perturbation nécessaire pour déplacer le système, la distance que doit parcourir le système avant de pouvoir revenir à son état initial, le temps qu'il prend pour revenir à cet état initial et le nombre de perturbations qu'il peut tolérer, voilà autant de variables qui influencent les réactions d'un écosystème au stress et qui doivent être bien comprises.

Orians (1975) a défini sept propriétés des écosystèmes reliées à leur stabilité.

La CONSTANCE : l'absence de modification de certains paramètres du système.

La PERSISTANCE : le temps de survie du système.

L'INERTIE : la capacité du système de résister aux perturbations extérieures.

L'ÉLASTICITÉ : la vitesse à laquelle le système revient à son état initial après une perturbation.

L'AMPLITUDE : la plage de stabilité des systèmes (identique à la résilience de Holling).

La STABILITÉ CYCLIQUE : la propriété qu'a un système de parcourir des cycles autour d'un point ou d'une zone centrale.

La STABILITÉ DE LA TRAJECTOIRE : la propriété qu'a un système de s'approcher d'un point ou d'une zone limite, peu importe le point de départ.

Les facteurs qui accroissent chacune de ces propriétés sont présentés au tableau B-1.

D'après Orians, on ne peut comprendre ces propriétés que si l'on connaît l'interaction des espèces et que si l'on évalue les perturbations passées ainsi que les pressions exercées sur elles par la sélection naturelle. Nous devons examiner la stabilité sous cet angle en utilisant une définition précise de la propriété d'un écosystème que nous essayons de comprendre, et dans le contexte d'un type particulier de perturbation.

Robinson et Valentine (1979) ont aussi traité de la stabilité et présenté leur version des notions d'élasticité, d'invulnérabilité et de vulnérabilité aux invasions. Van Voris, O'Neill, Emanuel et Shugart (1980) ont introduit l'idée de stabilité fonctionnelle.

Plus récemment, DeAngelis *et al.* (1989) ont isolé cinq types de stabilité dans le contexte de la dynamique des nutriments et de la stabilité du réseau trophique.

La STABILITÉ LOCALE : la tendance de toutes les composantes des systèmes à retourner à un état stable après de petites perturbations.

La STABILITÉ PAR SUITE D'IMPORTANTES PERTURBATIONS : la possibilité pour le système de passer à un nouvel état d'équilibre après avoir subi d'importantes perturbations.

La RÉSILIENCE : le taux de retour du système à son point d'état stable après une perturbation.

La STABILITÉ STRUCTURALE : la possibilité que de petites modifications graduelles entraînent une catastrophe.

La PERSISTANCE : la tendance des composantes d'un système à rester à l'intérieur de bornes spécifiques positives dans le temps.

DeAngelis et ses collègues terminent leur étude en ces termes: «En fait, même l'existence des états stables dans les écosystèmes naturels, dont dépendent quatre des cinq types de stabilité envisagés, est matière à discussion. Quoi qu'il en soit, il est peu probable que les écologistes abandonnent le concept de la stabilité dans un avenir prévisible, de sorte qu'il faudra continuer à faire des évaluations critiques.»

Holling et ses collègues ont introduit la théorie des catastrophes dans les systèmes écologiques (Ludwig *et al.*, 1978, Jones, 1975, May, 1977, Holling, 1986). Le dernier de ces ouvrages est une excellente revue, d'abord facile, des idées de Holling concernant la stabilité dynamique et les surprises que réserve un écosystème. Le lecteur est invité à le consulter.

En fait, avant de pouvoir réellement comprendre la réaction d'un écosystème à une perturbation du milieu, il faudra mettre fin à la confusion qui règne dans les concepts de «stabilité» et de «bien-être».

Tableau B-1 : Facteurs environnementaux et caractères phénotypiques des espèces augmentant les diverses sortes de stabilité (d'après Orians, 1975)

A. Persistance

1. Hétérogénéité environnementale dans l'espace et dans le temps
2. Axes de grandes dimensions
3. Milieu physique constant
4. Seuils élevés d'utilisation des ressources par les prédateurs

B. Inertie

1. Hétérogénéité environnementale dans l'espace et dans le temps
2. Diversité phénotypique plus importante des proies
3. Multiplicité des cheminements énergétiques
4. Variabilité intraspécifique des proies
5. Longévité moyenne élevée des espèces présentes

C. Élasticité

1. Dépendance élevée des taux de natalité à l'égard de la densité
2. Brièveté des cycles biologiques des espèces présentes
3. Capacité de dispersion élevée
4. Forte tendance migratoire
5. Recherche de nourriture généralisée

D. Ampiitude

1. Faible dépendance des taux de natalité à l'égard de la densité
2. Variabilité intraspécifique des espèces présentes
3. Capacité de dispersion à grande distance
4. Importante tolérance physique
5. Capacité de cueillette généralisée
6. Défense contre les prédateurs ne dépendant pas d'une gamme étroite d'abris

E. Stabilité cyclique

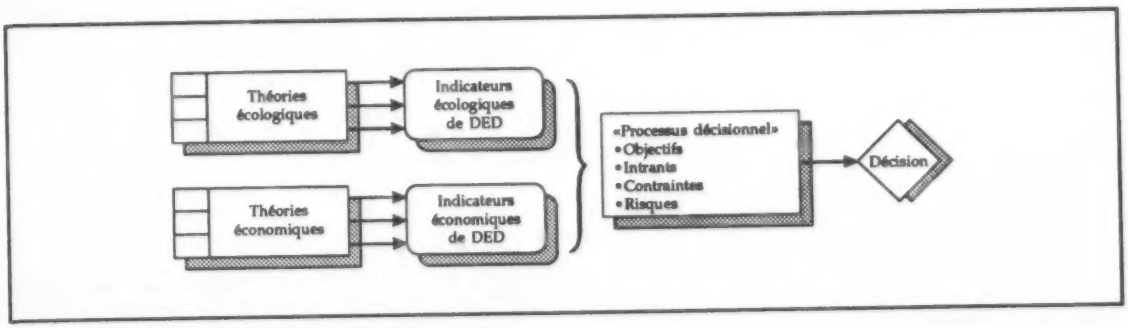
1. Seuils élevés d'utilisation des ressources
2. Longs délais de réponse des espèces aux modifications des ressources disponibles
3. Hétérogénéité environnementale dans l'espace et dans le temps

F. Stabilité des trajectoires

1. Importantes modifications du milieu physique provoquées par les organismes
2. Tous les facteurs augmentant l'élasticité

Le rôle des indicateurs dans le processus décisionnel

H. Jack Ruitenbeek



Résumé

Que les indicateurs de développement durable relèvent de la théorie écologique ou de la théorie économique, la façon dont on les intègre au processus décisionnel peut avoir des répercussions sur les politiques prescrites et, dans certains cas, sur la nature même de l'indicateur. Le processus décisionnel – qu'il s'opère au niveau individuel ou au niveau collectif – introduit donc des éléments de complication supplémentaires dans l'élaboration et le choix des indicateurs. Afin d'étayer ce propos, on examine ici un processus décisionnel général utilisant des indicateurs en tant qu'objectifs, intrants ou contraintes. De plus, on établit que le risque et l'incertitude sont des facteurs importants des décisions relatives au développement durable. Certaines techniques d'analyse sont examinées, ainsi que les impératifs qu'elles imposent aux indicateurs.

Table des matières

1 Contexte 64

2 Le processus décisionnel – Quelques questions d'économie politique et d'économie du bien-être 66

3 Les indicateurs en tant qu'objectifs, intrants et contraintes 72

4 Les indicateurs, les attentes et le risque 79

5 Conclusion 85

Bibliographie 87

Annexe A : Axiomes d'Arrow étayant les mécanismes de choix collectif 91

Annexe B : Caractéristiques de certaines méthodes d'analyse économique 92

Annexe C : Caractéristiques des techniques d'analyse du risque 101

Ruitenbeek, H.G. Le rôle des indicateurs dans le processus décisionnel. Dans *Écologie, économie et prise de décisions – Théories. Indicateurs d'un développement écologiquement durable*, Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE), Ottawa, 1991. Rédigé à la demande du CCCE pour le colloque sur les indicateurs d'un développement écologiquement durable (Ottawa, juillet 1990).

1 Contexte

Comme nous prenons chaque jour un certain nombre de décisions, nous ne faisons dans bien des cas guère attention au processus décisionnel et, à la limite, nous nions qu'il puisse même constituer un facteur influant sur la formulation des résultats. Le présent document s'efforce donc de poser un cadre d'analyse qui nous permette de prendre du recul et d'examiner de façon plus critique le processus décisionnel, en considérant qu'il s'agit d'une étape supplémentaire qui s'insère entre la collecte de l'information et la transformation de cette information en mesures favorisant «un développement écologiquement durable»(DED). Nombre de points abordés dans ce document sont bien connus, mais l'on espère néanmoins qu'ils susciteront suffisamment d'intérêt pour stimuler une analyse plus poussée de ces questions dans le contexte de l'élaboration d'indicateurs de DED.

Que ce soit dans les domaines de l'écologie ou de l'économie, on prône de plus en plus couramment que le DED est un objectif souhaitable des politiques économiques. Les personnes qui doivent choisir des politiques macro-économiques sont donc confrontées à un défi souvent difficile, c'est-à-dire élaborer des politiques, des programmes ou des projets répondant à cet objectif; les analystes des politiques doivent, eux, de façon concomitante, choisir et analyser les meilleurs moyens de mesurer l'efficacité des politiques retenues. La mise au point d'indicateurs reflétant d'une façon ou d'une autre le principe du DED suscite donc beaucoup d'intérêt.

La fonction des indicateurs de DED dépend des paradigmes écologiques ou économiques qui les sous-tendent, ainsi que du rôle qu'ils peuvent jouer dans le processus décisionnel. Les contributions de Kay et de Victor dans ce volume étudient certains des éléments qui lient les diverses théories ou perspectives écologiques et économiques ainsi que les indicateurs qui peuvent en être dérivés. Une des conclusions fondamentales auxquelles parviennent ces auteurs est que les divers indicateurs de DED pertinents seront eux-mêmes fonction des modèles théoriques à partir desquels ils sont élaborés; il ne s'est pas dégagé de consensus théorique général à propos de ce qui constitue un indicateur de DED pertinent.

Quoi qu'il en soit, même si l'on peut mettre au point de tels indicateurs, il est manifeste qu'ils devront en définitive déboucher sur une décision finale et des mesures la concrétisant. Les étapes et les techniques analytiques qui caractérisent cette phase peuvent être indépendantes de celles qui ont servi à mettre au point les indicateurs. Il pourrait donc être tout aussi important de décrire comment un indicateur donné est employé dans le processus décisionnel que de montrer comment on a abouti, à l'origine, à cet indicateur ou quelle est sa base théorique. Cependant, il est rare que les liens qui unissent les indicateurs de DED et le processus décisionnel soient explicitement mentionnés dans les analyses du développement durable.

Le présent document a donc pour objectif général d'examiner des points qui, sans être spécifiquement rattachés à une théorie écologique ou économique donnée, ont néanmoins leur importance lorsque l'on cherche à établir des liens entre les indicateurs de DED et le processus décisionnel.

Comme la figure 1 le montre de façon schématique, tout indicateur potentiel de DED – qu'il s'agisse d'une mesure de l'intégrité environnementale, du bien-être de populations humaines ou de leur richesse économique – finira par être traité comme une unité particulière d'information («I») appelée à se traduire par une action donnée («A»). On peut considérer que le processus décisionnel («D») constitue un cadre analytique servant à intégrer une myriade d'indicateurs parfois contradictoires. Ce texte aborde des questions reliées au processus décisionnel mais dont on croit, de prime abord, qu'elles sont pertinentes à la question du développement durable. Nous nous attarderons notamment sur les éléments suivants :

a) *Le processus décisionnel* – Il n'existe pas de processus décisionnel collectif garantissant de façon générale une répartition optimale des ressources. Nous examinerons l'importance que revêt la description des divers mécanismes décisionnels collectifs et individuels, puisque des descriptions différentes d'un processus décisionnel pourraient nécessiter des types différents d'indicateurs (section 2).

b) *Le rôle des indicateurs en tant que «objectifs», «intrants» ou «contraintes»* – Tout indicateur peut généralement, dans le cadre du processus décisionnel, être perçu sous l'un de ces trois angles. Nous analyserons pourquoi il importe de déterminer le rôle qu'un indicateur est censé jouer et nous montrerons com-

ment, par un exemple simple, la façon dont on traite les indicateurs peut influencer les décisions de politiques (section 3).

c) *Le rôle des indicateurs en ce qui concerne les attentes, le risque et l'incertitude* – Le risque et l'incertitude sont souvent des attributs importants d'un mécanisme décisionnel et diverses techniques permettent de les analyser. Nous décrirons brièvement celles-ci en montrant dans les grandes lignes les impératifs particuliers qu'elles imposent du point de vue de la définition et de l'utilisation d'indicateurs de DED (section 4).

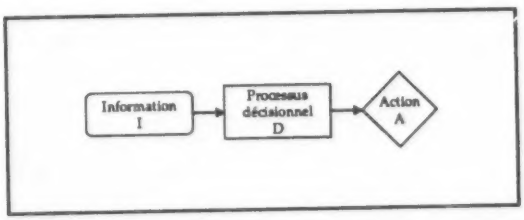


Figure 1 : Décision

Précisons d'entrée de jeu que notre démarche se fonde dans une large mesure sur certains aspects de la théorie décisionnelle dont il est question dans la documentation économique. De nombreux ouvrages sur cette question ont également été publiés dans d'autres disciplines comme la philosophie, les sciences politiques, la psychologie, la sociologie et l'administration, pour n'en nommer que quelques-unes. Nous nous concentrerons cependant sur les références économiques, surtout parce que nombre de décideurs fondent leurs actions, du moins en partie, sur des principes économiques.

Bien que l'analyse s'appuie sur divers aspects de la documentation économique, elle fait surtout appel aux travaux effectués dans les disciplines de l'économie politique et de l'économie du bien-être. En théorie décisionnelle, cette dernière discipline s'est traditionnellement concentrée sur la façon dont chaque «agent» opère ses choix. Elle examine comment un agent donné – qu'il s'agisse d'un consommateur, d'une entreprise ou même d'un gouvernement dans son ensemble -prend des décisions lorsqu'il est confronté à une gamme d'options. Les notions d'efficacité de la répartition économique et d'équité distributive occupent une place importante dans les principes de l'économie du bien-être. L'économie politique vient compléter ces idées en examinant l'existence et la nature de mécanismes de choix *collectif*, la manière dont ces mécanismes concordent avec les besoins individuels et comment ils tiennent compte d'autres préoccupations politiques telles que l'éthique et les libertés individuelles. Les études dans ce domaine permettent donc d'analyser les décisions dans un cadre général approprié à l'étude des problèmes d'efficacité, d'équité, d'éthique et d'incertitude, qui jouent tous un rôle important dans l'examen du DED.

L'intérêt de ces ouvrages ne s'arrête pas là puisque, dans une large mesure, ils servent de toile de fond à un débat cherchant à déterminer si les structures économiques devraient laisser libre cours aux forces du marché ou être réglementées par le gouvernement. Il est intéressant de noter que les arguments formulés en faveur d'un développement durable divergent souvent lorsqu'il faut déterminer s'il est préférable de mettre l'accent sur le libre jeu du marché ou sur la coercition par le gouvernement. Bien que ce débat dépasse le cadre du présent document, les questions soulevées nous permettront de revenir sur certains de ses fondements théoriques et, par la même occasion, de jeter quelque lumière sur le rôle que joue le processus décisionnel, du point de vue aussi bien collectif qu'individuel, dans la réalisation d'un développement durable.

En outre, l'identité de l'auteur de la décision, qu'il soit consommateur, administrateur, décideur, gestionnaire ou scientifique, peut elle-même nécessiter des indicateurs donnant une information très différente. Il est donc crucial d'élaborer ces indicateurs en fonction des besoins du groupe visé. Cependant, plutôt que de s'efforcer de distinguer entre les divers groupes ciblés, l'auteur envisagera des concepts qui ne sont pas nécessairement particuliers à certains groupes. Lorsque les indicateurs dont il sera question s'adresseront à un groupe particulier, il s'agira généralement des décideurs ou des membres du public qui les influencent.

Les lecteurs qui travaillent dans le domaine de l'économie théorique ou appliquée connaîtront bien certains des concepts fondamentaux dont il est question. Toutefois, les ouvrages économiques sur l'aspect théorique du processus décisionnel ne traitent pas explicitement des questions en rapport avec les indicateurs de DED. Nous compléterons donc ces ouvrages en présentant les problèmes d'une manière utile

aux décideurs qui se demandent comment ils peuvent intégrer de tels indicateurs dans leurs décisions.

Cette étude ne prône aucune technique ou méthode décisionnelle en particulier; toutefois, elle présente, à la fin de chaque partie, des suggestions dont le Canada pourrait s'inspirer pour élaborer certains types d'indicateurs.

2 Le processus décisionnel – Quelques questions d'économie politique et d'économie du bien-être

2.1 Introduction – Pourquoi décrire le processus décisionnel?

Il est naturel de commencer par demander pourquoi nous devrions nous préoccuper de la façon dont les décisions sont prises. On a spontanément tendance à supposer que si les informations économiques et techniques sont suffisantes, nous devrions parvenir, d'une manière ou d'une autre, à les traduire en mesures collectives appropriées. Vues sous cet angle, l'écologie et l'économie ne peuvent avoir d'autre objet que de livrer aux décideurs une masse d'indicateurs qui guideront leurs choix. La décision collective procédera naturellement et obligatoirement de l'information fournie.

De plus, ainsi que l'ont relevé Kay et Victor, le débat théorique est loin d'être clos au sujet des indicateurs qu'il convient d'adopter pour juger de la pérennité du développement et ce, tant du point de vue écologique que du point de vue économique. Puisque les opinions ne concordent pas chez les spécialistes de ces disciplines, il serait normal de craindre d'étendre davantage le débat en mettant en question l'intégrité du processus décisionnel même.

Néanmoins, une des prémisses de ce document est que – même si il n'y a pas de querelles sur la base théorique d'une série donnée d'indicateurs ou les mesures qu'ils fournissent – la manière dont cette information est utilisée dans le processus décisionnel est, en elle-même, importante. Le résultat final des délibérations au sujet des politiques à retenir et, implicitement, de la voie choisie pour assurer le développement durable, dépendra aussi bien de la nature du mécanisme décisionnel que du rôle joué par les indicateurs au sein de ce mécanisme.

Plus particulièrement, les questions que nous examinerons dans cette section portent sur l'existence et la nature des mécanismes de choix collectif :

a) En partant du principe que l'on a accès à la totalité des indicateurs pertinents, existe-t-il un «processus décisionnel collectif optimal»(D_o) acceptable pour la société qui traduira ces indicateurs en une action «correcte»?

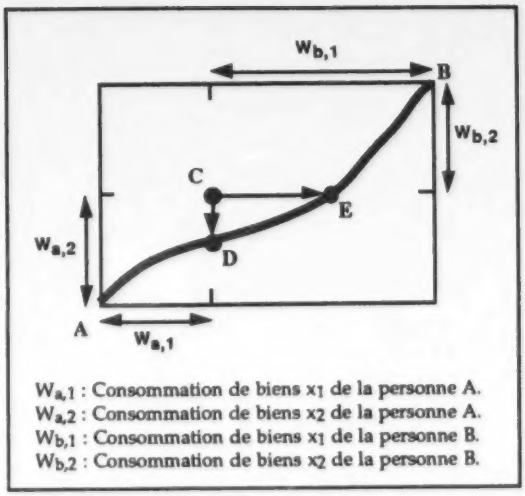
b) Si D_o n'existe pas en pratique, dans quelle mesure le processus décisionnel effectif (D) recoupe-t-il D_o; comment D lui-même a-t-il évolué, compte tenu du fait qu'il ne s'agit pas de la structure décisionnelle optimale; et, surtout, les indicateurs dont nous avons besoin sont-ils dépendants du type de processus décisionnel en place?

La réponse élémentaire à ces questions est que D_o – le mécanisme optimal de décision collective – n'existe pas; les mécanismes sub-optimaux actuels représentent différentes structures décisionnelles qui exigent elles-mêmes différents types d'indicateurs.

Nous examinerons chacun de ces points tour à tour dans le contexte de certains problèmes de développement durable. Le rôle que jouent les indicateurs dans un processus décisionnel donné sera également traité dans la section 3.

2.2 Les marchés et les gouvernements – Un premier aperçu de différentes structures décisionnelles

Tout comme les ouvrages écologiques parlent de points de fonctionnement optimal pour les systèmes écologiques, la théorie des choix économiques est lourde d'interrogations sur la réalité de points de fonctionnement «optimal» pour la société dans son ensemble. On peut supposer que le rôle d'un processus décisionnel est de déterminer à la fois de tels points et certains moyens de les rejoindre. Avant d'essayer de répondre à la question centrale, c'est-à-dire s'il existe ou non un tel processus décisionnel, il est bon de passer brièvement en revue certains des arguments justifiant l'intervention gouvernementale. Par commodité, nous fonderons l'analyse sur la nomenclature classique, c'est-à-dire sur l'opposition entre «les forces du marché» et «l'intervention gouvernementale».



$W_{a,1}$: Consommation de biens x_1 de la personne A.
$W_{a,2}$: Consommation de biens x_2 de la personne A.
$W_{b,1}$: Consommation de biens x_1 de la personne B.
$W_{b,2}$: Consommation de biens x_2 de la personne B.

Figure 2 : Diagramme d'Edgeworth
De C → D ou C → E? Les deux assurent un équilibre «efficace», mais quel est le meilleur?

Les tenants du libre exercice des forces du marché affirment souvent que ce dernier est un mécanisme efficace de répartition des ressources rares de la société. Cela est en fait une partie du premier théorème, bien connu, de l'économie du bien-être. Ce que ces personnes oublient souvent d'ajouter, toutefois, c'est qu'il existe plusieurs points d'équilibre possibles et que l'on peut en préférer certains, sur le plan social, pour des raisons d'équité distributive. Ce résultat est généralement présenté au moyen du diagramme d'Edgeworth (figure 2) pour deux biens et deux personnes. La courbe qui rattache les points A et B représente une série d'équilibres concurrentiels. Si un système est amorcé au point C, hors de cette courbe, un marché concurrentiel finira par réaffecter les ressources à un point d'équilibre sur la courbe (entre D et E dans ce cas). Quand le système est sur la courbe, le marché *ne* réaffecte *pas* les biens à un point différent. En théorie, par exemple, un point situé sur la courbe à proximité immédiate de A (où la personne B obtient la majeure partie des biens) est défini comme efficace puisqu'il est sur la courbe.

Dans ce cadre de référence, les spécialistes de l'économie politique assignent souvent deux rôles au gouvernement. Le premier est un rôle de réforme : dans certaines circonstances, des carences empêchent les forces du marché de parvenir à une allocation optimale des ressources. Les carences les plus fréquentes sont attribuables à des externalités, comme des biens publics ou des biens ou services non marchands, tels la pollution. Un gouvernement réformiste doit contribuer à leur élimination. Dans le diagramme d'Edgeworth, une carence du marché peut amener l'économie à bloquer au point C; l'intervention gouvernementale la relance alors vers une production efficace[1].

Un deuxième rôle possible est celui qui consiste à faire assurer une fonction distributive au gouvernement. Il faut pour cela déplacer l'économie d'un point d'équilibre, disons D, à un autre, disons E, si un mécanisme de choix social donné détermine que E est préférable à D (pour des raisons d'équité, par exemple). Le mécanisme le plus répandu à cette fin est bien sûr la fiscalité.

Même dans le cadre de cette distinction simple, nous voyons que dans les deux cas – la réforme et la distribution – on demande aux planificateurs ou aux décideurs d'assumer une fonction qui est complémentaire à celle du marché. Intuitivement, il vient à l'esprit que les besoins des planificateurs en matière d'information deviennent normalement plus complexes du fait de cette responsabilité supplémentaire.

On peut illustrer ce point avec le cas des droits d'émission négociables. Une proposition réformatrice fréquemment avancée pour corriger la carence des forces du marché à allouer les biens environnementaux consiste à créer des marchés pour ces biens en attachant des droits de propriété aux services environnementaux (voir par exemple Block, 1990, ou Hahn et Hester, 1989). Cela se traduit notamment par la création de droits d'émission négociables.

Supposons que nous exigions que toute industrie qui décide de polluer possède le nombre adéquat de droits d'émission. Supposons de plus qu'une théorie économique ou écologique nous dise que le niveau optimal d'émissions de soufre dans un espace atmosphérique donné est d'un million de tonnes par an. Nous savons qu'en introduisant sur le marché des droits d'émission pour un millions de t/a, on parviendra à un niveau optimal de pollution au moindre coût; on aura trouvé une solution efficace. Mais de quelle façon doit-on répartir initialement ces droits? Devraient-ils être donnés aux industries

[1]Dans sa forme minimale, cette intervention suppose la mise en vigueur de droits de propriété, ce que les forces du marché ne feront pas d'elles-mêmes. Techniquement, cette mesure constitue un bien public que les agents ne réussiront pas à fournir en quantité suffisante.

de la région qui seront ensuite autorisées à les revendre? Devraient-ils être adjugés aux enchères? Devraient-ils être remis à une association locale de protection des ressources halieutiques et fauniques qui pourra ensuite les vendre aux industries qui en ont besoin? Dans chaque cas, nous savons que l'allocation qui suivra la vente des droits sera efficace, mais que la répartition de la richesse sera différente.

Si l'efficacité est le principal critère sur lequel s'appuie le processus décisionnel central, on a uniquement besoin de savoir quel est le niveau optimal de pollution. Mais si les autorités compétentes veulent également tenir compte de variables comme l'équité ou les droits de propriété usufructuaire[2], elles pourraient avoir besoin de plus d'information sur les préférences des individus avant de décider comment les droits d'émission seront répartis.

Même dans le cadre de cet exemple relativement simple, nous pouvons voir que les deux structures décisionnelles – l'économie de marché et la planification gouvernementale – ont des besoins d'information différents.

2.3 Les marchés et les gouvernements – Est-il possible d'arriver à la bonne réponse?

Jusqu'à maintenant, nous sommes en fait partis du principe qu'il existe un mécanisme décisionnel capable de déterminer un point de fonctionnement optimal pour la société et d'y parvenir. Nous avons vu que les structures du marché risquent de ne pas atteindre un tel point lorsqu'il y a carence du marché et que les décisions collectives pourraient donc avoir un rôle à jouer. Les spécialistes de l'économie politique ont cependant abondamment débattu du fait qu'il puisse ou non effectivement exister un mécanisme de choix social pouvant réaliser une série donnée d'objectifs économiques, sociaux et politiques. Si un tel mécanisme existe, on peut alors soutenir qu'il n'est pas si essentiel d'examiner les besoins en information de différents mécanismes décisionnels.

Or, ce mécanisme n'existe pas; il n'y a pas de processus décisionnel unique pouvant nous fournir la bonne réponse, même si nous disposons de toutes les informations. Ce résultat a été attribué, à l'origine, à Arrow (1963) et il s'articule autour du théorème d'impossibilité montrant qu'il n'existe pas de mécanisme décisionnel collectif qui satisfasse simultanément cinq conditions apparemment plausibles.

L'annexe A décrit les axiomes d'Arrow, mais l'on peut dire, pour l'essentiel, qu'ils exigent que tout mécanisme décisionnel collectif :

- P : puisse établir l'optimum de Pareto dans la répartition des ressources, pour compenser les carences du marché;
- ND : soit non dictatorial;
- SR : puisse opérer sans restriction en autant qu'il permette de choisir parmi les formules proposées;
- R : soit rationnel;
- I : soit indépendant de toute solution sans objet.

Chacune de ces conditions semble relativement bénigne, mais Arrow a démontré, dans son fameux théorème de l'impossibilité, qu'un processus décisionnel collectif ne peut simultanément satisfaire ces cinq conditions. Il a établi que tout mécanisme satisfaisant aux conditions P, SR, R et I ne peut qu'être dictatorial. Comme cela n'est généralement pas acceptable, il faut abandonner un des autres préalables pour pouvoir trouver un mécanisme de choix social.

Certains systèmes, par exemple ceux qui prônent une répartition égalitaire des richesses, abandonneront souvent implicitement P. Dans un tel cas, le mécanisme ne parviendra pas à une répartition efficace des ressources. Cependant, Wilson (1972) a montré de façon plus générale que, sans P, le mécanisme auquel on aboutit choisit toujours indifféremment entre les possibilités, et ce, quel que soit l'ordre des préférences individuelles. En pareilles circonstances, il ne serait pas nécessaire que le mécanisme de choix social accorde une quelconque attention aux préférences individuelles.

Les critères les plus fréquemment mis de côté lorsque l'on cherche à mettre sur pied un mécanisme de choix collectif sont SR, R ou I mais, dans tous les cas, il faut alors sacrifier l'efficacité administrative. En abandonnant SR, on limite la capacité du système à opérer des choix. En renonçant à R, on accroît la quantité

[2]Nous reviendrons sur ce point dans la section 3. Fondamentalement, on part du principe que les ressources écologiques communes appartiennent en fait à ceux qui les ont utilisées, même si elles ne font l'objet d'aucun droit de propriété officiel. Les pollueurs industriels, d'un côté, peuvent s'appuyer sur cet argument pour affirmer qu'ils devraient recevoir les droits d'émission puisqu'ils ont utilisé activement la ressource, mais il semble plus cohérent de se fonder sur le même argument pour affecter ces droits à quiconque utilisait passivement la ressource.

d'information qu'il faut réunir avant qu'une décision puisse être prise. Par exemple, dans un système rationnel, si les indicateurs montrent que la société préfère la propreté de l'eau à la propreté de l'air et la propreté de l'air à la beauté des paysages, on peut conclure sans craindre de se tromper que la société préfère la propreté de l'eau à la beauté des paysages. Si l'on renonce au critère de rationalité, on se trouve obligé de vérifier si cette dernière conclusion est effectivement vraie[3]. Enfin, c'est l'abandon de l qui conduit à la plus grande inefficacité administrative, dans la mesure où l'on a alors besoin d'obtenir de l'information sur tous les choix de consommation réalisables, même s'ils semblent totalement étrangers à la décision à prendre. Par exemple, lorsque l'on a à choisir entre la propreté de l'air et la propreté de l'eau, il faut également savoir ce que les gens pensent de la beauté des paysages.

On conclut donc, de façon générale, que les mécanismes décisionnels doivent sacrifier soit l'efficacité dans la répartition, soit l'efficacité décisionnelle, soit la démocratie.

Il ressort surtout de tout cela que ni les structures du marché, ni les structures gouvernementales, ni des structures hybrides n'ont intrinsèquement la capacité de fournir un mécanisme décisionnel idéal. Mais typiquement, les mécanismes effectivement employés sont une forme hybride de second ordre.

D'un point de vue pratique, nous ne pouvons pas présupposer qu'il existe un modèle décisionnel qui se prête le mieux à l'élaboration d'indicateurs. Des structures décisionnelles différentes peuvent en effet susciter des besoins en information différents.

2.4 Les marchés, les démocraties et les dictatures

Il est utile de commencer par passer brièvement en revue certains des mécanismes décisionnels effectivement en place en cherchant à déterminer si des types de structures différents peuvent se caractériser par des besoins en information différents.

Afin de préciser les besoins éventuels en information, nous avons défini, par ordre de complexité croissante, six séries potentielles d'informations environnementales (figure 3). La figure 4 résume ensuite certains des principaux types de mécanismes de choix social exposés dans les ouvrages spécialisés. Dans chaque cas, nous avons brièvement fourni notre propre évaluation du rôle de l'information environnementale – et, implicitement, des indicateurs de DED – pour chacun des mécanismes décisionnels. Ce survol permet de procéder à quelques généralisations intéressantes.

x :	toutes les données techniques accessibles à titre privé
y' :	toutes les données techniques accessibles à titre privé et certaines données techniques publiques
y :	toutes les données techniques pertinentes accessibles à titre public
z :	toutes les données techniques (y compris les données sans objet) accessibles à titre public ($z \supseteq y \supseteq y' \supseteq x$)
P_y :	toutes les données sur les préférences individuelles sur y
P_z :	toutes les données sur les préférences individuelles sur z

Figure 3 : Séries de données environnementales

Premièrement, les structures décisionnelles non coercitives telles que les marchés concurrentiels (MC) ou les mécanismes d'échange volontaire (EV) devraient produire une partie des réponses à leurs propres besoins en information. Elles présentent cependant un inconvénient : nombre des indicateurs «globaux» qui pourraient être pertinents au sein d'une structure coercitive ne seront pas compilés dans les structures MC ou EV. Comme ils deviennent des biens publics, rien n'incite les agents individuels à consacrer leurs ressources à la collecte ou à la production de tels indicateurs, puisque cette «information» ne peut, de façon générale, être vendue.

Deuxièmement, la nature des mécanismes dictatoriaux coercitifs – même lorsqu'il s'agit de despotisme éclairé – tend à nécessiter une masse importante d'information. En effet, le dictateur a besoin d'informations techniques sur les biens et services environnementaux ainsi

[3]Ceux qui s'intéressent aux processus politiques et individuels de décision soulignent souvent leur caractère irrationnel. Il faut donc s'efforcer d'élaborer des indicateurs tenant compte de cette irrationalité.

que sur les préférences relatives des gens à l'égard de ces biens et services. De plus, un véritable despote éclairé (DE), qui ne bénéficie pas de mécanismes incitant la population à lui révéler ses préférences (comme ceux qui existent dans les mécanismes MDP ou RD), aura besoin d'informations complètes sur les préférences des individus au sujet d'éléments qui peuvent être sans lien avec la décision de répartition qui est à prendre de façon immédiate.

Troisièmement, les mécanismes démocratiques nécessitent généralement davantage d'informations que les mécanismes non coercitifs, mais moins que les mécanismes dictatoriaux. Plus particulièrement, il existe au sein des mécanismes démocratiques des systèmes de révélation des préférences qui ne sont pas disponibles dans les mécanismes dictatoriaux. Les mécanismes d'intensité des préférences (MIP), qui sont en général des mécanismes décisionnels nécessitant une masse importante d'informations, font cependant exception à cette règle.

Il faut faire une dernière observation au sujet de la série de mécanismes dont il est question quand on parle de processus d'équilibre induit de façon structurelle (ES). D'un point de vue théorique, ces mécanismes permettent une répartition efficace en imposant une structure institutionnelle externe qui empêche l'avènement de cycles électoraux (c'est-à-dire que l'axiome I est préservé)[4]. Ces structures présentent également des inconvénients : la rationalité (R) est sacrifiée et les structures peuvent être affectées par d'autres types de manipulations, notamment au moment de l'établissement des programmes électoraux. Cependant, une conclusion intéressante au sujet des mécanismes ES est qu'ils donnent à penser que le processus décisionnel lui-même pourrait évoluer structurellement selon le genre d'informations mises à la disposition de la société.

À ce stade, on comprend peut-être plus facilement que les structures décisionnelles auront tendance à déterminer quelle sorte d'indicateurs pourraient être nécessaires. Mais cette dernière observation porte à croire que les genres de structures décisionnelles qui s'établissent peuvent être influencés par la nature des informations disponibles. Si nous ne recueillons que des informations techniques d'une nature purement publique et que nous les mettons à la disposition des participants au marché libre, cela aura-t-il tendance à stimuler l'échange concurrentiel et volontaire? En réunissant des informations sur les préférences individuelles à l'égard des biens environnementaux, créera-t-on davantage d'occasions d'intervention gouvernementale? Ce genre de questions commence à peine à faire l'objet de recherches et il n'est pas possible d'y répondre pour l'instant, mais les décideurs estimeront peut-être qu'elles méritent qu'on s'y arrête avant de sélectionner les types de mécanismes de collecte et de diffusion de l'information que l'on cherchera à mettre en place.

2.5 Résumé – Les répercussions pour les indicateurs

Cette partie n'avait pas pour objet de remettre en question les formes actuelles de mécanisme décisionnel, mais plutôt de montrer que le processus décisionnel constitue en lui-même une variable dont il faut tenir compte au moment de l'élaboration ou du choix d'indicateurs de DED.

La figure 5 fournit un résumé simple de l'efficacité de huit structures de décision collective allant de l'absence complète de gouvernement à un gouvernement réformiste et redistributeur. Alors que la description des structures et de leur efficacité est basée sur Inman (1987), les éléments supplémentaires ayant trait aux besoins en indicateurs sont fondés sur l'analyse qui a précédé. Bien qu'il puisse sembler excessif d'inclure certaines de ces catégories (telles que l'anarchie et le despotisme éclairé) au sein d'un tel sommaire, la société constitue en fait un potpourri de niveaux décisionnels. Dans certains domaines, les décisions ne subissent que très peu d'interventions extérieures alors que dans d'autres, comme les dépenses à l'intérieur d'une seule et même entreprise ou d'un ministère une fois que le budget a été arrêté, elles peuvent être pour l'essentiel de nature dictatoriale.

[4]La raison pour laquelle ces mécanismes ont été privilégiés tient surtout à ce que nombre d'autres processus subissaient une influence baptisée «électoralisme stratégique», ou manipulation de l'électorat (Farquharson, 1969). Gibbard (1973) et Satterthwaite (1975) ont établi de façon générale, en ajoutant un sixième axiome à ceux d'Arrow – celui de l'Association positive (AP) – que les mécanismes démocratiques tenant compte de plus de deux possibilités étaient toujours exposés à une manipulation de l'électorat. Les mécanismes ES avaient donc pour but d'imposer des structures fixant des programmes électoraux ou d'autres structures contournant le problème. Romer et Rosenthal (1979; 1982) ont cependant constaté sur une base empirique que de telles structures sont affectées par un autre type d'inefficacité imposée par ceux qui «fixent» les programmes et qui – dans un certain sens – commencent à saper la nature démocratique de la structure.

Mécanisme de décision	**Caractéristiques du mécanisme**	**Rôle de l'information environnementale considérée comme bien public – besoins du planificateur –**
Non coercitif Marché concurrentiel (MC)	• Aucune intervention gouvernementale. • Agents privés maximisant leur utilité. • Carences attribuables aux biens publics, aux externalités, aux rendements croissants, à une information asymétrique.	*Aucuns (x)* Certains agents réuniront l'information technique qui les intéresse, mais uniquement si elle peut être gardée privée.
Non coercitif Échange volontaire (EV) Wicksell (1896) Lindahl (1919) Johansen (1963)	• Aucune intervention gouvernementale. • Formation de collectifs qui maximisent l'utilité dans la mesure où il y a unanimité au sein du collectif. • Des carences se produisent car chaque individu est incité à paraître le moins avantagé au sein du groupe.	*Aucuns (y')* Certaines informations publiques sont réunies par des individus au sein des collectifs mais à un seuil suboptimal.
Coercitif Despote éclairé (DE) Heal (1973)	• Répartition par une autorité unique. • Certaines formes de bien-être social sont maximisées. • Des carences se produisent puisque les particuliers sont incités à ne pas révéler leurs préférences à l'autorité.	*Extrêmes (Pz)* Le planificateur a besoin d'informations sur les préférences individuelles pour tous les biens et services environnementaux éventuels.
Coercitif Mécanisme MDP (MDP) (attribué à Malinvaud, 1971, Drèze et de la Vallée Poussin, 1971)	• Répartition par une autorité unique. • Maximisation d'une forme de bien-être social. • Les citoyens sont incités à révéler leurs préférences à l'autorité. • Des carences se produisent car la coopération n'est pas toujours la stratégie dominante.	*Significatifs (Py)* Le planificateur a besoin d'informations sur les préférences individuelles en ce qui concerne les biens et services environnementaux qui seront le plus vraisemblablement préférés.
Coercitif Révélation de la demande (RD) Vickrey (1960)	• Répartition par une autorité unique. • Maximisation d'une forme de bien-être social. • Des agents particuliers sont incités à coopérer en révélant leurs préférences par l'intermédiaire de la structure fiscale. • La coopération constitue la stratégie dominante pour les particuliers. • Des carences se produisent car la coopération n'est pas la stratégie dominante pour les collectifs ou les coalitions.	*Significatifs (Py)* Le planificateur a besoin d'informations sur les préférences individuelles en ce qui concerne les biens et services environnementaux qui seront le plus vraisemblablement préférés.
Démocratique Mécanismes de la règle majoritaire (MRM) May (1952)	• Répartition par vote majoritaire. • Des carences se produisent du fait des cycles électoraux (cyclicité ou intransitivité); l'existence d'équilibres n'est pas toujours évidente.	*Modérés (y)* Il est nécessaire d'obtenir de l'information sur les biens et services environnementaux qui seront le plus vraisemblablement préférés (mais non pas sur les préférences relatives des individus).
Démocratique Mécanismes d'intensité des préférences (MIP) Mueller (1979) Inman (1987)	• Répartition par vote pondéré (vote aux points, échange de votes). • Abandon de l'axiome I d'Arrow : indépendance à l'égard de toute solution sans objet. • Des perturbations surviennent puisque le comportement des électeurs peut entraîner des répartitions inefficaces.	*Significatifs (z)* Il faut obtenir de l'information sur tous les biens et services environnementaux (c'est-à-dire pas simplement ceux qui seront vraisemblablement préférés).
Autres Équilibre induit structurellement (par ex. MRM-ES) Plott (1967) Shepsle (1979)	• Répartition par vote majoritaire. • Les choix sont déterminés par la structure du groupe décideur (comité, juridiction, amendements). • Des carences résultent d'un comportement potentiellement oligarchique qui entraîne des répartitions inefficaces.	*Modérés (y)* Il faut obtenir de l'information sur les biens et services environnementaux qui seront le plus vraisemblablement préférés. L'information fournie pourrait en elle-même changer la structure du processus décisionnel.

Figure 4 : Résumé des exemples de mécanismes de décision collective

Il est possible de tirer certaines conclusions générales au sujet de la relation entre les indicateurs et les mécanismes décisionnels :

a) Il n'existe pas de processus décisionnel collectif unique qui soit à la fois déterministe et optimal; les indicateurs doivent donc être sensibles aux différentes exigences des divers mécanismes décisionnels.

b) Dans la pratique, les structures employées supposent normalement une combinaison où intervient le marché et des actions coercitives gouvernementales; les indicateurs de DED qu'elles nécessitent sont généralement différents.

c) Un mécanisme décisionnel donné peut en lui-même être le produit du type d'information fourni; cela porte à croire qu'il est en fait possible que nous manipulions le genre de mécanismes décisionnels qui est le fruit des genres d'information que nous fournissons.

Enfin, il existe deux questions précises que nous n'avons pas abordées ici, mais qui découlent naturellement de l'analyse précédente. Premièrement, devrions-nous avoir des indicateurs explicites du degré auquel un bien ou un service environnemental donné se situe à l'intérieur ou à l'extérieur des marchés? Deuxièmement, existe-t-il un mécanisme décisionnel se prêtant mieux que les autres à l'analyse des problèmes du développement durable et, dans l'affirmative, devrions-nous réformer ou accroître certaines de nos structures en conséquence? L'auteur estime que ces deux questions méritent d'être approfondies dans la définition d'indicateurs de DED.

3 Les indicateurs en tant qu'objectifs, intrants et contraintes

3.1 Introduction

Jusqu'à présent, nous sommes demeurés relativement abstraits dans la façon dont nous avons traité du rôle que jouent les indicateurs dans le processus décisionnel. Nous avons décrit un certain nombre de mécanismes décisionnels différents, mais nous n'avons pas encore expliqué comment le rôle d'un indicateur spécifique peut différer. À cette fin, nous allons maintenant aborder de façon plus spécifique la question du rôle des indicateurs en cessant de nous préoccuper des distinctions qui ont été établies entre les différents mécanismes décisionnels.

À cet égard, notre principal objectif est de fournir un cadre de référence permettant de décrire un processus décisionnel générique grâce auquel nous pourrons mettre en lumière certains des rôles clés des indicateurs.

En décrivant le processus de décision collective, nous avons souvent indiqué qu'il nous faut également établir des comparaisons avec les préférences de divers agents. Dans cette partie, nous considérerons, afin de rester sur un plan général, qu'un agent est toute entité unique qui peut prendre de l'information et l'utiliser au sein d'un processus décisionnel donné, que ce soit un consommateur, un groupe coopératif, une entreprise, une industrie, un organisme gouvernemental ou, en fait, la société dans son ensemble.

Avant de décrire le processus décisionnel générique, il serait toutefois utile d'établir un lien entre l'analyse des décisions collectives et celle des décisions individuelles, en fournissant un exemple de la façon dont le mécanisme décisionnel individuel peut influencer les besoins en information propres au processus décisionnel collectif. Nous rappellerons que, dans certains cas, un responsable de la planification sociale a besoin d'informations en rapport non seulement avec les biens et services environnementaux, mais aussi avec les préférences des particuliers et de la collectivité au sujet de ces biens et services.

De récentes publications montrent que l'on s'est activement efforcé de déterminer à quel point différentes mesures de la préférence sont appropriées. Le débat a essentiellement porté sur deux mesures : le consentement à payer (CP) et le consentement à recevoir (CR). Cette dernière mesure fournit une indication du degré de compensation financière que des individus accepteraient en échange de la perte d'un bien ou service donné, alors que la mesure du CP évalue la proportion de leurs revenus à laquelle ces personnes seraient prêtes à renoncer en échange d'un avantage donné. L'économie du bien-être montre que le CR constitue la mesure à retenir lorsque l'on veut attribuer une valeur à la perte d'une aménité ou d'un service environnemental. Quoique, théoriquement, la différence entre CR et CP soit normalement faible dans le cadre d'une évaluation des changements de prix (Willig, 1976), les données empiriques (Knetsch et Sinden, 1984; 1987) ont montré que CR peut

	Système ou structure institutionnel							
	Sans gouvernement	Systèmes avec droit de propriété et exécution des contrats						
		Gouvernement minimum	Gouvernement réformiste		Gouvernement redistributeur		Gouvernement réformiste et redistributeur	
		Unanimité	Dictature	Démocratie	Dictature	Démocratie	Dictature	Démocratie
Performance relative du système :								
* – Piètre ** – Satisfaisante *** – Très bonne								
Efficacité du système	*	* * *	* * *	* * *	* *	* *	* *	* *
Équité du système	*	* *	* *	* *	*	* * *	*	* * *
Liberté (intrusions)	*	* * *	*	* * *	*	* * *	*	* * *
Liberté (perte de propriété)	*	* * *	*	* *	*	* *	*	* *
Besoins relatifs en indicateurs :								
* – Faibles ** – Modérés *** – Élevés								
	Aucun	*	* * *	*	* * *	* *	* * *	* *

Figure 5 : Sommaire de l'efficacité et des besoins des structures de décision collective

être jusqu'à dix fois supérieur à CP. Par exemple, une personne peut ne consentir à dépenser que 10 $ pour avoir un arbre supplémentaire à regarder sur un boulevard et réclamer pourtant 100 $ de compensation si l'on veut supprimer l'un des arbres qui y sont plantés. On peut considérer que cet écart ne révèle qu'une erreur dans l'emploi des techniques servant à effectuer une mesure donnée, mais il a un certain fondement théorique.

La théorie économique en fournit une argumentation logique. Hanemann (1984) a montré que la différence entre CR et CP pouvait être importante si les substituts privés aux biens ou services environnementaux sont rares ou inexistants. De plus, ce résultat n'a rien de surprenant pour les psychologues, qui font remarquer que les gens déploient généralement beaucoup plus d'énergie pour conserver ce qu'ils ont que pour obtenir ce qu'ils n'ont pas. Ce fait est souvent associé à l'idée qu'ils ont des droits innés d'usufruit – ou de propriété implicite – sur certains biens existants (même si leur accès est ouvert au public).

Si, comme les faits le donnent à penser, CR est en fait supérieur à CP pour les biens et services environnementaux, il est possible qu'une telle asymétrie ait des conséquences notables sur la mise en oeuvre des politiques. Le cas des droits d'émission négociables que nous avons abordé précédemment constitue un bon exemple à cet égard. Les niveaux d'émission effectifs ne seraient plus indépendants de la manière dont les permis sont distribués; on peut concevoir que la pollution serait considérablement moindre si les droits étaient attribués initialement à une association locale de protection des ressources halieutiques et fauniques plutôt qu'à l'industrie, même si ces droits sont négociables.

Sur le plan pratique, on s'appuie généralement sur des techniques mesurant le CP pour essayer d'attribuer une valeur aux biens environnementaux non marchands. Il est cependant possible que les indicateurs qui sont fondés sur de telles techniques sous-estiment les préférences individuelles et qu'il faille donc faire certains ajustements. Étant donné les difficultés empiriques d'évaluation du CR, de tels ajustements devront peut-être s'effectuer sur une base subjective.

3.2 La décision générique

Peu importe qui prend une décision, les économistes considèrent généralement que le problème d'un agent est constitué de trois éléments primaires: les objectifs, les intrants et les contraintes (voir figure 6). En général, le problème tient à un objectif que l'agent s'efforce d'optimiser. L'agent réagit à des indicateurs, et ce faisant, modifie ses actions pour atteindre cet objectif. Les indicateurs seront normalement en rapport soit avec les intrants, soit avec les contraintes qui s'exercent sur le processus décisionnel. Dans certains cas, les indicateurs peuvent également mesurer l'objectif en question. Chez les individus, cet objectif est souvent censé être une forme d'utilité qui n'est pas directement quantifiable, alors que pour une entreprise, ce serait le profit, que l'on peut mesurer. De plus, il existera également des séries d'information dont on peut disposer, mais qui sont sans rapport avec la décision. Nous les incluons afin que tous les éléments soient présents surtout parce que, comme on l'a vu plus tôt, certains mécanismes de décision collective moins efficaces nécessitent aussi des informations sur les préférences individuelles au sujet de solutions sans objet.

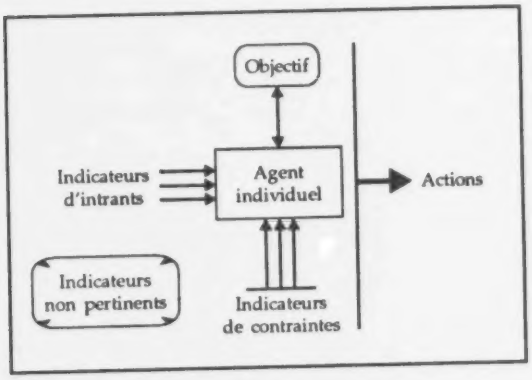


Figure 6 : Décision générique

Le lecteur aura constaté que nous n'avons pas explicitement attaché d'indicateur à l'action d'un agent donné, car un tel indicateur ne deviendrait important que s'il s'intégrait effectivement à l'information sur l'intrant, à la contrainte ou à l'objectif d'un autre agent décisionnel (ou à la série d'informations non pertinentes).

Bien qu'il s'agisse d'un cadre de travail relativement simple, il est en fait très polyvalent et peut servir à intégrer pratiquement n'importe quel intrant ou contrainte. Il est basé sur ce que l'on appelle souvent un processus décisionnel utilitariste, tout en étant mathématiquement soluble, mais on peut l'employer conceptuellement pour la plupart des mécanismes décisionnels politiques. Il peut facilement tenir compte des agents optimisateurs traditionnels de services ou de profits ainsi que du système de justice «rawlsien» (Rawls, 1971), qui suppose la maximisation du bien-être de la personne la moins fortunée, et s'adapter, du moins sur une base conceptuelle, même aux systèmes qui reposent quasi exclusivement sur des fondements libertaires ou éthiques tels que ceux décrits par Nozick (1974) et Buchanan (1975).

Il peut sembler, de prime abord, que ce cadre ne s'accommode pas facilement d'objectifs multiples. Cela tient à l'idée que, dans nombre de problèmes décisionnels, nous nous efforçons de satisfaire plus d'un objectif : l'équité économique, la croissance économique, l'intégrité environnementale, les libertés civiles, etc. Mais, dans ce cadre, pareils problèmes nous amènent à voir des objectifs contradictoires en termes de compromis éventuels (Griffin, 1977) qui peuvent être nécessaires pour atteindre un objectif ultime plus important. Lorsque de tels compromis ne sont pas possibles, nous sommes amenés à estimer qu'une partie au moins de ce que nous considérions comme des objectifs sont en fait des contraintes. De cette manière, un objectif unique donné est toujours dominant[5]. Par exemple, le développement durable peut constituer un objectif dominant pour lequel la croissance économique ou l'intégrité écologique sont vues comme des intrants.

3.3 Les indicateurs en tant qu'objectifs

Un indicateur utilisé comme objectif est censé montrer dans quelle mesure nous nous rapprochons du but fixé. Si, par exemple, nous nous intéressons à la diversité des espèces, nous pouvons souhaiter l'évaluer au moyen d'un indicateur que l'on suivra à mesure que nous mettrons en oeuvre des politiques destinées à améliorer cette diversité. Dans la conception et l'utilisation d'indicateurs devant jouer un tel rôle, il est intéressant de se demander si l'on s'efforce d'optimiser ou simplement d'améliorer. Dans la plupart des cas, nous avons tendance à estimer que les deux reviennent au même, mais cela n'est généralement pas vrai.

[5]Si l'on ne parvient pas à trouver un objectif dominant, c'est que le processus décisionnel contrevient à l'axiome d'universalité sans restriction (SR) ou de rationalité (R) de Arrow au point où il existe des combinaisons possibles au sujet desquelles on ne peut énoncer de préférence.

Prenons par exemple le cas de la figure 7; l'indicateur d'objectif (l'intégrité écologique) est en ordonnée et une variable de politique est en abscisse. Supposons que notre objectif soit de maximiser l'intégrité écologique; nous devons pour cela mettre en oeuvre des politiques à un certain niveau P^* et parvenir à l'intégrité écologique maximale I^*. Si nous commençons au point P_1 et que nous recherchons de petites améliorations dans l'indicateur d'objectif, nous finirons par atteindre ce maximum. Si nous commençons au point P_2, toutefois, toujours en voulant parvenir à de petites améliorations dans l'indicateur d'objectif, nous aboutirons en définitive au maximum local I'. Nous n'aurons pas réalisé l'intégrité écologique maximum I^* et nous aurons orienté la politique dans la mauvaise direction; la bonne décision à cet égard aurait été d'accepter une certaine dégradation à court terme en vue d'une amélioration à plus long terme.

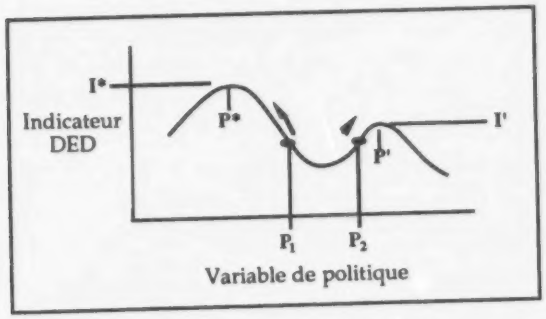


Figure 7 : Optimisation de l'intégrité écologique. Où sommes-nous et par où peut-on accroître l'intégrité?

Il en découle que si nous surveillons de trop près le gradient ou l'évolution des indicateurs, nous pouvons être conduits à choisir des politiques qui ne conviendront pas si notre objectif est de maximiser cet indicateur. Dans ce cas, nous demanderons à cet indicateur des prévisions correspondant à toute une gamme de choix de politiques plutôt qu'une simple prévision de la façon dont l'indicateur changera par suite de petits ajustements à une politique[6].

[6]C'est le même phénomène qui limite l'application de l'analyse coûts-avantages à de petits projets : ceux qui n'affectent pas en eux-mêmes les prix fictifs. Ces derniers mesurent en fait la pente de la fonction d'objectif alors que l'analyse coûts-avantages a pour objet de trouver des projets ou des réformes à apporter aux politiques qui pousseront l'économie à gravir cette côte. Même si l'analyse coûts-avantages permet en théorie d'identifier le point culminant (voir Hammond, 1980; 1983), cela nécessite une connaissance d'ensemble plus complète que celle à laquelle donnent accès les simples gradients de la fonction d'objectif.

3.4 Les indicateurs en tant qu'intrants de la fonction d'objectif

Un indicateur utilisé comme intrant est censé être un facteur à prendre en compte pour réaliser un objectif donné. Nous sommes disposés à accepter d'échanger un intrant pour d'autres. Cela amène à penser que l'un des rôles essentiels de l'analyse consiste à déterminer le genre de compromis effectivement fait entre divers intrants. En termes économiques, les économistes s'efforcent généralement de déterminer si les intrants sont des compléments ou des substituts.

En prenant les indicateurs comme des intrants, nous devons en corollaire vérifier si deux indicateurs donnés évolueront dans la même direction ou dans des directions inverses. Le débat portant sur l'opposition entre la croissance économique et l'intégrité environnementale est en train d'en devenir un exemple classique. Certains affirment que les deux dimensions sont complémentaires dans la mesure où une économie forte permet de garantir l'intégrité environnementale qui, à son tour, mène à une économie saine. D'autres prétendent qu'il s'agit de substituts : on ne peut parvenir à l'une qu'en sacrifiant l'autre. Pearce et Turner (1990) ont émis l'hypothèse que le degré de complémentarité est en fait lié aux revenus : la croissance et l'intégrité sont complémentaires dans les pays à faibles revenus, mais elles constituent des substituts dans les pays où les revenus sont élevés. Ce débat est loin d'être clos, mais il fait ressortir à quel point il importe que, là où on utilise des indicateurs comme intrants dans le processus décisionnel, on s'efforce de les formuler d'une manière permettant de déterminer quelles sont les possibilités de compromis (ou de synergie) entre les intrants.

3.5 Les indicateurs en tant que contraintes de la fonction d'objectif

Dans un certain sens, les contraintes qui s'exercent sur un système décisionnel sont parmi les plus intéressantes, en ce qu'elles proviennent d'un grand nombre de sources. Elles peuvent exprimer des limites naturelles, par exemple le nombre minimum de calories qu'une personne doit ingérer pour survivre. Elles peuvent traduire des limites institutionnelles, comme les lois et règlements qui nous gouvernent. Elles peuvent aussi refléter des considérations morales ou éthiques qui limitent nos activités à ce qui est acceptable sur le plan de l'éthique; Partridge (1981) et Norton (1988) affirment que certaines

règles d'éthique doivent être traitées comme des contraintes pour que l'on puisse définir la série de solutions qui sont réalistes au sein de tout mécanisme de décision ou de distribution. Pour Stone (1972), par exemple, les arbres et les autres éléments de la nature devraient avoir des droits juridiques afin que nous ne soyons pas plus portés à éliminer une essence végétale que nous ne le sommes à commettre un meurtre.

Les contraintes se distinguent des autres intrants par l'absence de compromis possibles au-delà d'une certaine valeur critique. Comme nous l'avons remarqué précédemment, ces contraintes peuvent être physiques ou auto-imposées, mais elles ne peuvent en aucun cas dépasser cette valeur.

Les rôles respectifs des indicateurs classiques de la croissance économique et des indicateurs de l'intégrité écologique constituent un exemple pertinent des rôles différents que jouent les indicateurs de DED. Si nous avons déterminé, par exemple, que la croissance économique et l'intégrité écologique sont en fait des substituts, nous avons de nombreuses possibilités de fixer des politiques et de prendre des décisions, notamment les deux suivantes :

a) maximiser la croissance économique à condition que l'intégrité écologique demeure constante (ou ne chute pas en dessous d'un certain seuil);

b) maximiser l'intégrité écologique à condition que la croissance économique demeure constante (ou ne chute pas en dessous d'un certain seuil)

3.6 Un exemple

Pour illustrer la manière dont un indicateur unique peut être traité et utilisé différemment dans le cadre d'un processus décisionnel, nous allons étudier un exemple fondé sur un modèle visuel fréquemment employé en économie des ressources renouvelables. Nous commencerons par décrire le modèle, puis nous montrerons comment il mène à quatre résultats différents, selon les rôles que l'information y joue.

Nous nous pencherons sur un problème typique d'exploitation d'une ressource renouvelable en cherchant à déterminer à quel rythme on peut l'exploiter pour assurer un équilibre durable. La figure 8 montre un modèle technique utile pour aborder ce problème. Il est fréquemment employé dans la modélisation des populations biologiques, en particulier pour les études halieutiques (Clark, 1976).

La forme simple de ces types de modèles – dans la figure 8a – montre le taux de croissance de la population dX/dt en fonction de la taille de la population X. Rappelons que le temps t n'est explicitement indiqué sur aucun des deux axes; les taux de croissance sont faibles au début, lorsque la population est restreinte, puis augmentent graduellement jusqu'à atteindre un maximum avant de retomber.

Le premier modèle – figure 8a – illustre donc un cas où une population croîtra jusqu'à arriver à une taille maximale de $\bar{x}$. Si l'on représentait la taille de la population dans le temps, on se rendrait compte que $\bar{x}$ n'a jamais été effectivement atteint, mais que la population s'en est approchée asymptotiquement.

Ce modèle présente deux caractéristiques intéressantes. Premièrement, la taille de la population s'autolimite à cause de certaines contraintes extérieures, le plus souvent des considérations de ressources alimentaires ou de disponibilité de l'habitat. Chez les biologistes, cette caractéristique est appelée compensation. Deuxièmement, un processus d'affaiblissement s'enclenche lorsque les populations sont peu importantes, car elles se caractérisent souvent par un faible taux initial de croissance parce qu'elles sont alors plus vulnérables à la prédation ou parce que les espèces trop éparpillées manquent d'occasions de se reproduire. Dans ce cas, il se manifeste une inflexion dans la fonction de croissance. Dans le modèle, on peut maintenir à perpétuité une population à une taille donnée X en retenant un taux d'exploitation égal au taux de croissance lorsque la population a cette taille. On estime que le rendement maximum soutenable (RMS) s'obtient à un niveau de population (X_{RMS}) auquel dX/dt est à son maximum. Selon la nature de la fonction coût d'exploitation, il est possible d'y générer n'importe où des équilibres économiques optimaux durables maximisant uniquement les profits.

Le modèle de la figure 8a est utilisé couramment, mais on affirme souvent que celui de la figure 8b dépeint de façon plus réaliste certains types de populations. Il se caractérise par un processus d'affaiblissement critique faisant que, lorsque la population tombe en dessous d'un seuil critique X_c, elle est poussée à l'extinction parce que son cheminement de croissance naturel correspond en fait à un déclin annuel. Pour certaines espèces fauniques, cela peut se

produire parce qu'elles n'arrivent pas à maintenir une population suffisante pour que la reproduction puisse s'effectuer de façon viable ou parce qu'elles sont devenues plus vulnérables à des fluctuations naturelles dans l'environnement[7].

Lorsqu'il s'agit d'écosystèmes entiers, il semblerait que le modèle de la figure 8b résume trois des caractéristiques essentielles dont il est souvent question dans les ouvrages spécialisés. Tout d'abord, il illustre le fait que des écosystèmes climaciques semblent être extrêmement stables à l'état vierge : ils se caractérisent par une population au point d'équilibre $\bar{x}$. Ensuite, il reflète l'idée que le système peut être exploité à un rythme durable entre X_c et $\bar{x}$. Enfin, en ce qui concerne l'affaiblissement critique, il montre qu'une surexploitation de l'écosystème l'empêche de se régénérer et qu'il continuera de décliner en qualité, même si l'on met un terme à l'exploitation. Le point X_c constitue mathématiquement une bifurcation et, dans certains cas, il équivaut à ce que Kay (1990) appellerait un seuil de catastrophe. En l'absence de tout stress, $\bar{x}$ constituerait un point de fonctionnement optimal d'un système.

Les problèmes techniques associés à la description d'une telle fonction de croissance sortent du cadre du présent document. Portons plutôt notre attention sur la manière dont cette information peut être utilisée dans des contextes décisionnels différents.

Les indicateurs en tant qu'objectifs. Un exemple simple consiste à essayer de maximiser le rendement physique qui peut être effectivement soutenu pour une ressource donnée. Ce rendement correspond au point RMS de la figure 8, c'est-à-dire au sommet de la fonction de croissance. Le niveau d'équilibre de la population dans ce cas se situe au point X_{RMS}.

Pour parvenir à ce point, il faut en théorie savoir à quoi ressemble la fonction de croissance dans sa totalité si l'on recherche le point optimum global; si l'on se contente de chercher un maximum local, comme on l'a vu précédemment, il suffit de disposer d'informations sur la zone entourant la position actuelle sur la fonction de croissance.

Les indicateurs en tant qu'intrants. Dans ce cas, l'exemple classique consiste à maximiser la rentabilité sociale ou privée d'une certaine ressource, compte tenu de divers intrants économiques (valeur des extrants, structures fiscales, taux d'intérêt et coûts d'exploitation) et de caractéristiques techniques telles que la courbe exposée à la figure 8. Dans ce cas, l'information

[7]De fait, il serait normal de demander d'abord comment une population a pu évoluer au-delà du point X_c si, comme on peut le supposer, son origine se situe à un point proche de 0. Selon la réponse simple qu'on fait généralement au fil de longues périodes, la fonction de croissance elle-même change à mesure qu'un système évolue au sein de son milieu. On peut imaginer qu'une fonction de croissance du type exposé à la figure 8a s'applique à un stade précoce du processus, par exemple avant que la population ait trouvé un point d'équilibre, et que la figure 8b s'applique une fois que ce point d'équilibre a été atteint. Une telle explication concorde également avec les observations selon lesquelles les changements futurs peuvent dépendre des conditions passées : une population en expansion ne suivra pas nécessairement le même cheminement de croissance qu'une population en déclin.

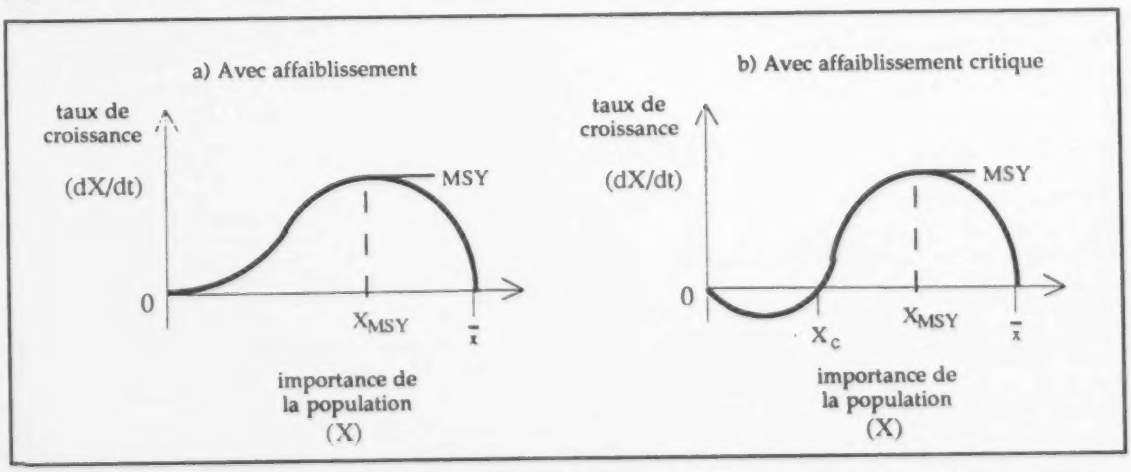


Figure 8 : Modèles démographiques. Récolter ou ne pas récolter? (Et dans l'affirmative, dans quelle mesure?)

technique constitue un intrant de la décision d'exploitation qui débouchera normalement (mais non pas nécessairement) sur des niveaux d'équilibre se situant quelque part entre les niveaux de population X_c et X_{RMS}.

Encore ici, pour parvenir à ce point, il faut en théorie savoir à quoi ressemble la fonction de croissance dans sa totalité si l'on recherche le point optimum global. En pratique, toutefois, on ne se préoccupe généralement que d'obtenir de l'information sur la zone entourant la position actuelle sur la fonction de croissance. On peut cependant se soucier d'obtenir davantage d'informations s'il est déterminé que la décision finale d'exploitation dépend fortement de cet intrant (nous aborderons ce point ultérieurement dans la section 4). De plus, il est manifeste que connaître uniquement le taux de croissance (dX/dt) ne nous indiquera pas nécessairement à quel point de la fonction de croissance on se situe; il faut également connaître la taille de la population (X). Cela peut sembler peu important, mais Paulik (1971) estime que l'effondrement des pêcheries péruviennes d'anchois tient, entre autres, au fait que l'on n'a pas obtenu une telle information clé : les gestionnaires ont pris pour hypothèse que la taille de la population se situait à droite du RMS alors qu'elle était en réalité à sa gauche.

Les indicateurs en tant que contraintes écologiques. Kay (1990) a décrit les seuils de catastrophe comme des points auxquels les changements dans un écosystème deviennent irréversibles. Même si cet auteur n'affirme pas que de tels seuils devraient être considérés comme des contraintes, Bishop (1978) soutient que les méthodes d'optimisation généralement employées ne sont pas utiles en pratique et que, devant la possibilité d'une extinction, le développement devrait se limiter à un niveau correspondant à une norme minimale de sécurité pour les populations, aucun développement ne devant se produire si ces normes risquent de ne pas être respectées. En fait, le seuil de catastrophe devient une contrainte; le développement devrait être autorisé à un niveau de population X_c correspondant à la norme minimale de sécurité. Nous avons cependant vu que, dans certaines circonstances, d'autres méthodes aboutiraient à des résultats permettant aux seuils de population de dépasser X_c. En traitant les indicateurs comme des contraintes, on est amené à se préoccuper davantage de la manière dont l'indicateur se comporte au seuil critique et à moins se soucier de ce qu'il en advient au niveau optimum.

Les indicateurs en tant que contraintes morales. Examinons, pour terminer notre série d'exemples, le cas moral extrême (Stone, 1972, notamment) selon lequel les plantes et les animaux ont des droits et que nous avons l'obligation morale de ne rien tuer. Dans un tel cas, nous aboutirions au résultat suivant : la ressource ne serait pas exploitée du tout et un équilibre finirait par s'établir au point $\bar{x}$. Lorsque de telles contraintes s'appliquent, nous avons surtout besoin d'indicateurs permettant de contrôler efficacement l'activité d'exploitation ou, à tout le moins, la taille du stock.

3.7 Résumé : Les répercussions pour les indicateurs

Cette partie avait pour objet de passer en revue les divers rôles que les indicateurs peuvent jouer dans le processus décisionnel. Nous avons décrit un processus décisionnel générique nécessitant de l'information sur les indicateurs en tant qu'objectifs, intrants et contraintes. Il est maintenant possible d'en tirer certaines conclusions au sujet des indicateurs de DED.

a) Si ces indicateurs servent d'objectifs, il n'est pas forcément bon de vérifier uniquement leur évolution directionnelle; une légère amélioration de l'indicateur ne signifie pas nécessairement que l'on se dirige dans la bonne direction.

b) L'utilisation d'indicateurs en tant que facteurs dans le mécanisme décisionnel touchera à la fois le résultat du processus décisionnel et le degré de détail que l'on doit obtenir de l'indicateur; les indicateurs en tant qu'objectifs sont en général ceux qui nécessitent le plus de détails et les indicateurs considérés en tant que contraintes, ceux qui en exigent le moins.

c) Compte tenu de l'effort substantiel que suppose la collecte d'informations sur l'indicateur, il est proposé de concentrer l'essentiel des recherches dans ce domaine sur la définition d'indicateurs dont on pourra faire un usage utile en tant que contraintes à intégrer au processus décisionnel.

4 Les indicateurs, les attentes et le risque

4.1 Introduction

Dans l'analyse précédente, on a posé pour acquis qu'il est possible de prendre des décisions si l'on dispose d'un certain degré de certitude. La plupart des spécialistes de l'analyse de politiques admettent toutefois que l'information dont nous disposons effectivement est entachée d'une grande incertitude. Nous pouvons peut-être mesurer les émissions de soufre de faible intensité, par exemple, mais nous n'avons que très peu de certitude au sujet des effets que de telles émissions peuvent éventuellement avoir à très long terme sur la santé des êtres humains. De la même façon, même si nous pouvons souvent prévoir certaines des conséquences environnementales immédiates d'un projet, les conséquences cumulatives à plus long terme de plusieurs activités ne sont pas toujours faciles à déterminer clairement. De tels problèmes sont fort répandus dans les processus décisionnels des planificateurs du gouvernement et du secteur privé.

Dans la présente section, nous nous efforcerons de mettre en lumière certaines des principales conclusions des ouvrages spécialisés sur les risques en nous concentrant sur celles qui sont particulièrement pertinentes du point de vue du développement durable.

Même si, dans la vie de tous les jours, on a tendance à envisager le risque et l'incertitude comme deux notions interchangeables, on établit habituellement une distinction nette entre les deux lorsqu'on aborde ce sujet de manière plus structurée. Alors que le risque est généralement quantifiable, c'est-à-dire que c'est un facteur auquel on peut assigner des probabilités, l'incertitude est une notion qui ne se prête pas à la mesure. On n'aborde donc pas du tout ces deux concepts de la même manière. L'incertitude est généralement évaluée au moyen de techniques analytiques qui ne s'appuient sur aucune quantification; le risque, par contre, est généralement abordé dans le cadre de modèle mathématique où des valeurs sont assignées à divers intrants, contraintes ou objectifs propres au processus décisionnel.

Avant d'aborder la question du risque à proprement parler, nous allons traiter de la prise de décision en situation d'incertitude.

Notre étude du risque se concentrera ensuite sur certaines méthodes analytiques pertinentes. On peut en fait diviser ces méthodes en deux séries de modèles économiques : ceux qui traitent du cas attendu et ceux qui évaluent les risques qu'il y ait déviation par rapport à ce cas attendu. Notre analyse se fonde sur l'examen de 18 méthodes d'évaluation du cas attendu. Ensuite, nous survolerons brièvement quatre méthodes d'évaluation des risques fréquemment employées en analyse économique afin d'essayer de déterminer quelles informations supplémentaires on devra attendre des indicateurs.

4.2 La question de l'incertitude – Les leçons des ouvrages spécialisés sur la valeur d'option

La notion d'irréversibilité ressort régulièrement parmi les questions importantes abordées dans les écrits traitant de l'incertitude. Si l'incertitude vient de ce que nous ne savons pas quelles pourraient être les conséquences d'une action donnée, l'irréversibilité, quant à elle, se rattache à l'idée que, quelles que puissent être ces conséquences, nous ne pourrons pas revenir à l'état d'origine. Ainsi que l'a exposé Kay (1990), par exemple, les écosystèmes qui connaissent des changements catastrophiques ne retrouveront pas leur état d'origine. Les options que pouvaient offrir cet état initial sont perdues à jamais. Puisque l'une des définitions à la base du concept d'un développement durable (CMED, 1987) incluait l'idée que nous devrions préserver ces options, il est bon d'examiner les fondements économiques de la notion de valeur d'option.

On estime souvent que l'existence d'une valeur d'option positive constitue, pour certaines ressources environnementales, une question théoriquement et empiriquement importante qui est généralement négligée dans le cadre du processus d'évaluation de la ressource. La valeur d'option a essentiellement pour but d'indiquer le montant qu'un individu serait prêt à verser pour préserver sa faculté de pouvoir accéder à un bien ou à un service environnemental[8]. Le principal constat est que certains individus sont prêts à payer pour préserver cette option, même s'ils n'ont pas spécifiquement l'intention de visiter la région pouvant fournir le bien ou le service en question. De plus, la société dans son ensemble peut être disposée à payer pour avoir accès à une ressource génétique spécifique à un moment donné dans l'avenir, même si cette ressource n'a aucune valeur immédiate de con-

[8]Parmi les premiers auteurs qui ont traité de ce sujet, citons Weisbrod (1964), Cicchetti, Seneca et Davidson (1969), Cicchetti et Freeman (1971), et Fisher, Krutilla et Cicchetti (1972a; 1972b; 1974).

sommation ou de production. Cette valeur, ce que l'on est prêt à payer pour l'option d'avoir un accès certain à la consommation, nous l'appelons la valeur d'option de base. Il est normalement sous-entendu que cette consommation se fera plus tard dans le temps, quoique Smith (1983) ait remarqué que le temps ne constitue pas un élément essentiel dans la formulation de ce type de valeur d'option.

Gallagher et Smith (1985) ont par la suite défini la valeur d'option d'accès comme le montant que certains individus seraient prêts à verser pour accroître la probabilité qu'ils puissent, à un certain moment, avoir accès à un bien ou service environnemental donné. Fondamentalement, cela revient à admettre qu'il n'est pas toujours possible de garantir le libre exercice d'une option, même lorsqu'elle a été achetée. Quoi qu'il en soit, il semble clair que certaines personnes peuvent être disposées à payer pour accroître les possibilités qui leur sont offertes, et c'est essentiellement ce que reflète la valeur d'option d'accès. Tout comme pour la valeur d'option de base, l'existence d'une valeur d'option d'accès ne dépend pas du passage du temps.

Freeman (1984), en notant que des décisions irréversibles sont souvent en jeu dans le cadre des projets affectant l'environnement, a soutenu que les projets de conservation ont une valeur de quasi-option. Pour l'essentiel, cet argument développait les aspects temporels de la valeur d'option mis de l'avant indépendamment par Arrow et Fisher (1974) et Henry (1974b). Il établit que, au début, le planificateur ne dispose pas d'informations complètes sur la valeur intrinsèque de la ressource. Dans le cas des zones humides, par exemple, l'argument serait que nous ne savons pas tout de leur valeur. Si nous détruisons ces zones dans le cadre d'opérations d'aménagement, nous ne connaîtrons jamais leur valeur. Si nous retardons l'aménagement en question, la possibilité ainsi créée d'en découvrir davantage sur la valeur intrinsèque de la zone humide en question constitue la valeur de notre quasi-option. Fisher et Hanemann (1985) ont établi que cette valeur est positive dans la mesure où la valeur attendue de l'information qui pourrait être obtenue en retardant l'activité d'aménagement est elle-même positive[9].

[9]Hanemann (1989) a avancé plus récemment que, dans certaines circonstances caractérisées par un continuum de niveaux de développement possible, la valeur de la quasi-option pourrait en fait être négative pour certains niveaux de développement. D'un point de vue analytique, cet argument est quelque peu inquiétant et il semble plus raisonnable d'affecter une valeur de zéro à la quasi-option dans de telles circonstances.

En général, donc, les arguments relatifs à la valeur d'option partent du principe que l'établissement de la valeur des avantages par défaut et l'incorporation de ces avantages au sein d'un processus décisionnel constituent potentiellement une tâche importante.

4.3 La question de l'incertitude – Les leçons des ouvrages spécialisés sur la prise de décisions

Depuis quelque temps, les ouvrages sur l'environnement et l'économie du bien-être traitent de la façon dont les dirigeants devraient prendre des décisions lorsqu'ils sont confrontés à l'incertitude.

Les premiers écrits traitant de la question de l'incertitude ont structuré sa représentation en considérant que chaque état possible de la nature est un attribut différent d'un bien donné (Debreu, 1959). Ainsi, l'incertitude pouvait être traitée dans un cadre typiquement utilitariste tel que celui que nous avons décrit dans la section 3. Les probabilités inhérentes à divers états de la nature, ainsi que les conditions caractérisant chaque état, devenaient simplement des intrants supplémentaires à intégrer au problème d'optimisation auquel le décideur se trouve confronté.

Par la suite, des ouvrages spécialisés ont étudié la mesure dans laquelle l'incertitude affecte le caractère optimal des décisions d'investissement et, dans deux cas notables, on a montré que le traitement de l'incertitude sur le plan collectif était à juste titre différent de ce qu'il est sur le plan individuel. Selon Samuelson (1964), dans le cadre de ce que l'on peut décrire comme étant une mise en commun des risques – c'est-à-dire là où des individus partagent des risques en intégrant de nombreux projets risqués – la collectivité craindra apparemment moins le risque que l'individu et, dans l'ensemble, investira davantage dans la période en cours[10]. La même conclusion – que la société devrait investir plus que les individus – a été formulée dans un article d'Arrow et Lind (1970) qui a fait date et dans lequel on soutient que l'incertitude peut être ignorée dans certaines circonstances. Ils ont montré que, dans le cadre de l'évaluation des projets publics, les primes de risque individuel (qui sont reflétées dans les taux d'actualisation privés) disparaissaient une fois la limite atteinte et que les variables aléatoires pouvaient être

[10]Dans les documents sur les taux d'actualisation, on utilise également cet argument pour proposer des taux d'actualisation sociaux inférieurs aux taux privés.

remplacées par leur valeur attendue dans les cas où les risques privés et publics ne sont pas corrélés et où les risques publics sont absorbés par un grand nombre d'agents individuels. La prise de décision s'en trouvait considérablement simplifiée puisque, au lieu d'avoir à tenir compte de toutes les probabilités des divers états de la nature, il suffisait de tenir compte de l'état attendu.

Cette description de la répartition du risque par Arrow et Lind a donné lieu à un débat théorique substantiel sur la nature et les effets de l'incertitude dans les ouvrages économiques en général[11] et dans les documents portant sur l'économie de l'environnement en particulier. Dans une bonne partie des débats au sujet des valeurs d'option, et plus particulièrement dans les articles de Schmalensee (1972), Fisher (1973) et Smith (1987), l'hypothèse d'Arrow-Lind est attaquée et l'on montre que sa validité est limitée lorsqu'il existe une demande d'option pour un service ou un bien. Arrow et Fisher (1974) et, plus récemment, Viscusi (1988) ont cependant soutenu que lorsque l'investissement est irréversible ou lorsqu'il a des effets environnementaux irréversibles, les décisions relatives à l'investissement optimal se traduiraient par un investissement inférieur à ce qu'il aurait été en l'absence d'une telle irréversibilité.

En bref, même si les généralisations au sujet de l'incertitude fournissent des éléments de réflexion utiles, elles ne permettent guère de déterminer quels niveaux d'investissement réels sont optimaux, hormis le fait qu'elles signalent, ainsi que le relève Fisher (1989, p. 86), qu'il faut «avancer prudemment».

4.4 Quelques méthodes pratiques d'analyse du risque – Le cas attendu

Le premier stade de toute analyse pratique du risque – qui est parfois le seul – suppose inévitablement une description de ce que nous appelons le cas attendu. Celui-ci est généralement censé représenter notre meilleure estimation d'un intrant ou d'une contrainte dans notre processus décisionnel.

Dans ce contexte, la modélisation analytique joue un rôle de plus en plus important en tant qu'outil de prise de décision. La figure 9 énumère 18 méthodes d'analyse économique parfois utilisées pour faciliter le processus décisionnel. L'annexe B résume brièvement ces méthodes. Chacune d'elles fournit au décideur de l'information au sujet du cas attendu.

Il n'est pas possible de procéder ici à un examen exhaustif de ces méthodes; elles ont été réparties toutefois en cinq catégories différentes afin de faciliter la discussion et de mettre en lumière certaines caractéristiques intéressantes en rapport avec la conception et la sélection d'un indicateur de DED.

Les méthodes de description des préférences s'efforcent de fournir des indicateurs de ce que sont effectivement les préférences individuelles. Dans le cadre de marchés concurrentiels, on estime habituellement que ces préférences sont reflétées par les prix. En l'absence de marchés – comme c'est le cas pour la plupart des biens et services environnementaux – ces techniques sont utilisées pour attribuer une certaine valeur aux biens non marchands sur le plan des préférences individuelles.

Méthodes de description des préférences
Méthodes de la valeur contingente (MVC)
Méthodes du prix hédonique (MPH)
Méthodes de la variable dépendante limitée (DEPLIM)

Méthodes de description structurelle
Input-output technique (IO-T)
Input-output économique/coefficient fixe (IO-CF)
Input-output économique/coefficient variable (IO-CV)

Méthodes de description de l'impact – statique
Input-output (IO-CF–IO-CV)
Équilibre partiel (EP)
Équilibre général (EG)
Programmation mathématique (PM)

Méthodes de description de l'impact – dynamique
Méthode de contrôle optimal (CO)
Analyse des séries chronologiques statistiques
Analyse économétrique
Méthodes structurelles

Méthodes d'évaluation de l'impact
Analyse coûts-avantages (ACA)
Analyse coût-efficacité (ACE)
Analyse des réformes de politiques (ARP)
Analyse de l'efficacité d'une politique (AEP)

Figure 9 : Mécanismes d'analyse économique

[11]Voir par exemple Henry (1974a; 1974b), Schmalensee (1976) et Sandmo (1972).

Nombre de ces techniques sont très perfectionnées. Comme elles sont principalement destinées à être appliquées à des biens non marchands, une bonne partie du travail théorique et empirique effectué porte sur des questions environnementales. L'annexe B montre que, de façon générale, les besoins en information peuvent être très différents selon la technique retenue. Une des méthodes les moins employées, mais néanmoins les plus prometteuses, met en jeu des techniques utilisant des variables qualitatives (DEPLIM); celles-ci sont en général très peu exigeantes en information, tout en fournissant malgré tout des renseignements utiles sur les préférences.

Les méthodes de description structurelle définissent les liens entre divers secteurs de l'économie, soit en termes physiques (méthodes IO-T), soit en termes monétaires (IO-CF et IO-CV). Ces divers outils sont souvent collectivement appelés les modèles input-output (intrants-extrants), par opposition aux autres, mais ils représentent fréquemment une étape préliminaire à l'emploi d'autres approches.

Ces méthodes présentent en fait deux caractéristiques fondamentales pertinentes en ce qui concerne les indicateurs de DED. Premièrement, elles font ressortir la distinction entre les flux techniques et les flux économiques. En termes simples, cela nous remet à l'esprit une équivalence générale du type :

$$\text{Valeur} = \text{prix} \times \text{quantité}$$

Les méthodes économiques ont tendance à porter essentiellement sur les valeurs, alors que les méthodes techniques se concentrent sur les flux ou les stocks de quantités physiques. Si l'on aborde les biens environnementaux dans un cadre économique, il est souvent nécessaire de leur imputer une valeur. Même s'il existe pour cela plusieurs techniques[12], la validité de la méthode dépendra dans une large mesure de la façon dont on souhaite considérer les biens environnementaux d'un point de vue théorique. Victor (1990) souligne la difficulté qu'il y a à s'accorder, par exemple, sur la façon dont il faut traiter le capital en général et le capital environnemental en particulier.

Deuxièmement, ce survol montre que les modèles techniques pour quantifier l'environnement sont souvent élaborés isolément des modèles économiques structurels. La consultation des ouvrages spécialisés révèle l'existence d'un potentiel d'intégration de certaines de ces méthodes.

Les méthodes de description de l'impact se distinguent des précédentes en ce qu'elles poussent l'analyse un peu plus loin; au lieu d'être entièrement descriptives, elles fournissent au moins des prévisions partielles. Les méthodes statiques tentent habituellement de décrire ce qui se produira au cours d'une période unique ou indéterminée, alors que les méthodes dynamiques sont pour l'essentiel des outils de prévision.

Les méthodes statiques les plus simples dépendent des modèles IO pour prévoir, sur la base des structures en place, quels seront les impacts sur un indicateur physique ou économique donné. Quelques méthodes plus complexes imposent un certain équilibre au système. On réalise celui-ci en laissant les prix varier soit dans un secteur (dans les modèles EP), soit dans toute la structure économique (dans les modèles EG). Les techniques les plus prometteuses semblent être celles qui intègrent certaines des méthodes techniques et des méthodes économiques. Les modèles EP offrent également un bon potentiel d'évaluation de biens et services environnementaux.

L'examen des méthodes de prévision dynamiques donne à penser que la plupart d'entre elles ne pourront être utiles tant que l'on n'aura pas mis au point d'indicateurs décrivant l'impact statique. L'analyse des séries chronologiques constitue une exception, mais cette technique n'est généralement pas utile dans les applications environnementales puisqu'elle nécessite de longues séries chronologiques et que, même lorsque ces dernières sont disponibles, la méthode sert principalement à la prévision à court terme.

Les méthodes d'évaluation d'impact amènent l'analyse d'impact à son aboutissement; elles se fondent sur les impacts prévus grâce aux méthodes précitées pour évaluer à quel point un projet donné (dans le cas des analyses coûts-avantages et coût-efficacité) ou une politique (dans le cas des ARP et AEP) sont souhaitables. Elles ont un objectif explicite – l'amélioration du bien-être social – qui oblige à ramener à un seul indicateur l'ensemble des flux physiques et financiers actuels et futurs. Cet indicateur peut ensuite être utilisé pour déterminer si le projet ou la politique en question contribue à améliorer le bien-être social.

[12]Johansson (1987) donne un excellent aperçu de plusieurs de ces méthodes.

Ces approches ont eu un succès relatif dans l'analyse des projets ayant des impacts sur l'environnement, mais les méthodes d'évaluation des politiques n'ont en général guère reçu d'attention. Puisque l'ARP et l'AEP ne sont, en principe, que des extensions des techniques employées dans les analyses coûts-avantages et coût-efficacité, il semble qu'elles devraient offrir un complément naturel à l'analyse des impacts.

Les quatre méthodes d'évaluation des impacts se caractérisent par une contrainte importante dans la mesure où elles permettent de déterminer des changements bénéfiques mais, comme on l'a vu à la section 3, elles ne nous font pas nécessairement progresser vers une distribution optimale des ressources.

4.5 Quelques méthodes pratiques d'analyse des risques – Les déviations par rapport au cas attendu

La deuxième étape de toute analyse pratique des risques porte sur la description de ce qui se produirait si le cas attendu ne se matérialisait pas. En fait, nous devons nous demander s'il existe des techniques d'analyse qui peuvent aider les décideurs à choisir des politiques lorsqu'ils sont confrontés à un risque. Il est intéressant de noter que la plupart des décideurs ne font appel à aucun outil structuré pour analyser les risques, mais se fient plutôt à leur jugement. Ruitenbeek et King (1988) relèvent que, même lorsqu'ils disposent de tels outils, les planificateurs ont tendance à se fier à leur propre jugement lorsqu'ils reçoivent des signaux contradictoires. Il existe néanmoins certaines méthodes structurées.

Dans le contexte des problèmes d'évaluation d'un projet ou d'une ressource, nous pouvons répartir en quatre groupes les méthodes d'analyse des risques parfois employées pour quantifier le risque. Elles sont résumées à la figure 10 par ordre croissant de complexité et de besoin en information. L'annexe C examine de plus près chacune de ces méthodes.

Dans une large mesure, ces méthodes ont pour objet d'illustrer le type de démarche auquel on peut recourir en complément d'un grand nombre de méthodes d'évaluation, de prévision ou d'étude d'impact dont il a été question dans la partie précédente. Elles ne sont normalement pas limitées uniquement à des types particuliers de modélisation.

Méthodes des taux d'actualisation (TA)
Analyse de sensibilité ad hoc (SAH)
Analyse de sensibilité de la valeur critique (SVC)
Analyse de sensibilité probabiliste (SP)

Figure 10 : Méthodes d'analyse des risques

Les méthodes des taux d'actualisation (TA) supposent généralement un ajustement des taux d'actualisation dans le cadre du processus d'évaluation de projet qui favorise le maintien de l'intégrité de l'environnement. Les techniques d'analyse de projet (telles que l'analyse coûts-avantages et l'analyse coût-efficacité) requièrent que la préférence entre les avantages actuels et les avantages futurs soit explicitement définie. L'actualisation est le raccourci qu'emprunte l'économiste pour comparer de tels avantages. Normalement, dans le cadre d'un processus d'actualisation, la valeur des avantages et coûts futurs est inférieure à celle des avantages et coûts actuels. S'il est correctement choisi, le taux d'actualisation devra normalement refléter le coût d'opportunité des investissements réels dans une économie, ainsi que les préférences temporelles affichées par les gouvernements et les individus dans leurs choix d'épargne. On affirme souvent que les taux d'actualisation sociaux devraient être inférieurs aux taux d'actualisation privés à cause de questions d'équité intergénérationnelle (Marglin, 1963) ou de mise en commun des risques (Samuelson, 1964). Dans le même ordre d'idées, on soutient également que le taux d'actualisation retenu pour les projets d'investissement dans l'environnement devrait être moins élevé, ce qui permettrait de donner une pondération additionnelle aux avantages futurs.

Cette méthode présente le grand avantage de ne nécessiter aucune information supplémentaire aux fins des évaluations, mais elle est généralement remise en question parce que – comme l'ont fait remarquer, entre autres, Markandya et Pearce (1988) – il n'y a pas de raison particulière de croire que des taux d'actualisation élevés seront moins préjudiciables à l'environnement que des taux faibles. Les taux élevés tendent à décourager ou à arrêter les investissements classiques qui auraient pu avoir des effets néfastes sur l'environnement, mais des taux faibles peuvent favoriser des pro-

jets présentant de substantiels avantages environnementaux dans le futur. Rien ne permet a priori de prévoir dans quelle direction s'oriente l'écart systématique tant que l'on ne dispose pas de tous les détails sur l'effet qu'aura le projet sur l'environnement. Or, quand c'est le cas, l'analyse devient superflue.

Les analyses de sensibilité ad hoc (SAH) servent généralement à déterminer la robustesse d'une décision lorsqu'il y a de légères variations dans les informations sur lesquelles elle s'appuie. Fondamentalement, la question que nous nous posons est la suivante : en supposant qu'un indicateur est en fait différent de ce que nous attendons, cette différence serait-elle suffisante pour modifier notre décision? Imaginons que des études écologiques prévoient qu'un projet donné éliminera vraisemblablement 20 % du stock de poissons en leur faisant perdre leur habitat, que nous considérions cette perte comme acceptable et que nous décidions de mettre le projet à exécution. Un test de sensibilité ad hoc nous ferait nous demander si nous serions toujours prêts à donner suite au projet si les pertes devaient s'élever à 25 %. Les besoins en information d'un tel processus sont relativement minimes; nous avons simplement besoin d'une estimation de l'impact attendu du projet. L'inconvénient est qu'il n'y a pas de base analytique permettant de préciser des fourchettes de sensibilité.

Les analyses de sensibilité de la valeur critique (SVC) sont moins arbitraires que les méthodes SAH dans la mesure où elles lient la décision à une valeur critique objectivement établie. La plus répandue et la plus simple de ces méthodes suppose un simple calcul des valeurs d'intrants à partir desquelles la décision change. Pour reprendre l'exemple précédent, nous nous demandons dans ce cas combien de poissons nous accepterons de perdre avant de ne plus vouloir réaliser le projet. Si nous déterminons que nous pouvons tolérer de perdre jusqu'à 50 % des poissons, par exemple, nous sommes alors en position de revenir en arrière pour vérifier quelle est la probabilité qu'un tel événement se produise.

Cette méthode a l'avantage de fournir une indication du degré auquel nous nous rapprochons des limites pratiques d'un écosystème. L'inconvénient est qu'elle n'accorde pratiquement aucun poids aux aspects positifs du projet. À cet égard, elle ressemble aux stratégies «maximin» (comme celles de Rawls) dont l'objectif est principalement de choisir la stratégie qui se caractérise par le cas extrême le moins préjudiciable[13]. Appliquée à des ressources environnementales, cette méthode pourrait toutefois être pertinente.

Un exemple de vérification de la sensibilité de la valeur critique pourrait être le calcul d'un indice de ruine du parieur. Le joueur se demande combien de fois il peut se permettre de lancer les dés avant d'être fauché, en supposant qu'il perde chaque fois. Les projets pour lesquels l'indice est faible sont risqués, alors que ceux où il est élevé ne le sont pas. L'aspect intéressant de cet exemple est que, même si l'on reconnaît généralement que certains individus peuvent prendre des décisions en tenant compte d'un tel indice, on ne considère normalement pas qu'il soit approprié que la société dans son ensemble adopte une telle démarche : parce que l'on souhaite répartir les risques, l'idée de «tout perdre» n'est pas acceptable pour des choix sociaux. Compte tenu de la possibilité que l'on puisse infliger des dommages irréversibles à des ressources environnementales critiques cependant, nous voudrons peut-être nous demander combien de fois nous pouvons lancer les dés.

Les analyses de sensibilité probabiliste (SP) sont celles qui requièrent le plus d'information, dans la mesure où elles obligent l'analyste à préciser quelle est la probabilité que survienne un résultat donné. Dans notre exemple sur les pêches, nous devons nous demander quelle est la probabilité que nous perdions 0 %, 10 %, 20 % des poissons, etc. jusqu'à 100 %[14]. Nous utilisons ensuite cette information pour déterminer ce que nous ferons.

En pratique, l'utilité de telles méthodes est minimisée par un impératif technique d'importance : la nécessité de fournir toute cette information. Il se pose également un problème connexe dans la mesure où les probabilités qui sont assignées à un événement donné dépendent souvent d'un jugement subjectif et ne sont pas fiables dans

[13]Un nombre substantiel d'ouvrages économiques traitent de la théorie des jeux. Les méthodes qu'on y applique ont essentiellement pour objet de décrire la façon dont des décisions individuelles sont prises dans le cadre d'une stratégie de jeu qui a pour but d'optimiser un objectif donné. La stratégie maximin est l'une de celles qui sont souvent examinées. Feltham, Amershi et Ziemba (1988) ont publié un excellent traité abordant l'analyse économique dans ce contexte.

[14]En pratique, on peut généralement simplifier ce calcul en retenant une valeur attendue m, un écart-type s et un coefficient de variation – défini par le rapport CV=s/m – fournissant un indice de risque. Un CV faible correspond à des risques faibles.

le contexte d'une pluralité d'opinions[15]. Les essais empiriques effectués sur les intrants de la méthode de Monte Carlo, par exemple, montrent que les gens tendent à accorder trop de poids aux valeurs les plus probables et à sous-estimer les possibilités de variation. De plus, là ou les surprises sont fréquentes, comme c'est souvent le cas dans les systèmes écologiques, la base empirique sur laquelle on peut s'appuyer pour assigner des probabilités est restreinte; on passe rapidement d'une situation de risque quantifiable à une situation d'incertitude non quantifiable. Cette méthode offre un certain attrait théorique, mais elle souffre de graves lacunes pratiques.

En bref, nous estimons que la meilleure manière d'aborder les risques dans le contexte des indicateurs de DED consiste à appliquer la méthode SVC.

4.6 Résumé : Les répercussions pour les indicateurs

Cette partie a pour but de traiter certains des aspects théoriques et pratiques de l'intégration du facteur risque dans le processus décisionnel et de déterminer les impératifs que cela peut susciter du point de vue du choix des indicateurs de DED.

La conclusion à laquelle cette analyse aboutit et qui présente un intérêt direct du point de vue de l'élaboration d'indicateurs s'énonce comme suit :

a) Parce qu'il existe une valeur d'option, qui est souvent liée à l'irréversibilité des décisions et de leurs conséquences, nous souhaiterons peut-être mettre au point des indicateurs la reflétant.

b) Un bref examen des méthodes analytiques permettant de modéliser utilement les valeurs attendues des intrants ou des contraintes inhérents au processus décisionnel amène à conclure que ce sont les modèles structurés intégrant les considérations à la fois écologiques et économiques qui présentent le plus grand potentiel. Au minimum, ces modèles exigent de disposer d'informations décrivant certains des liens clés entre l'économie et l'environnement. Ensuite, il faut disposer d'informations pouvant être intégrées dans les modèles économiques en tant que contraintes écologiques.

c) La conception de nombreux indicateurs devra passer par l'établissement de liens entre les systèmes économiques et les systèmes environnementaux. En pratique, cela exigera normalement une certaine monétarisation des flux de biens et services environnementaux ainsi que des ressources dont ils sont dérivés.

d) Un bref examen des méthodes d'analyse des risques permet de constater que celles qui se fondent sur l'utilisation de valeurs extrêmes ou de valeurs critiques seuils sont probablement les plus faciles à employer et les plus appropriées aux questions du développement durable. En pratique, elles exigeront l'intégration de structures d'indicateurs comparant les valeurs existantes ou attendues à la valeur critique envisagée, par exemple, un seuil de catastrophe pour un écosystème.

5 Conclusion

Dans le présent exposé, nous avons sans cesse insisté sur le fait que le processus décisionnel, ainsi que les techniques auxquelles il fait appel, peuvent avoir une influence sur le type d'indicateurs de DED dont on aura en définitive besoin. Comme des résumés spécifiques en rapport avec le choix des indicateurs sont fournis à la fin de chaque partie, nous terminerons en faisant certains commentaires qui n'ont pas directement trait aux indicateurs mais plutôt aux structures analytiques effectives qui risquent d'utiliser et de produire de tels indicateurs : la modélisation économique et écologique.

Il est clair que les modèles économiques prennent de plus en plus de place dans le processus décisionnel. On les utilise pour décrire des structures en place, prévoir des impacts en fonction de ces structures, évaluer si ces impacts ont un caractère souhaitable et estimer l'importance des divers types de risque et d'incertitude.

Compte tenu de la propension actuelle à l'utilisation de tels modèles économiques, un nouveau rôle émerge pour la modélisation des écosystèmes, celui d'un important complément à la modélisation économique. On a déjà

[15]Victor (1990) et Kay (1990) en fournissent des exemples clairs. Victor illustre les différentes opinions économiques sur la manière dont il faudrait traiter le capital et Kay aborde les diverses méthodes écologiques de mesurer l'intégrité écologique.

procédé à quelques expériences limitées d'intégration des facteurs économiques et environnementaux au sein de modèles uniques et il semble inévitable qu'une telle intégration se poursuivra si les spécialistes de l'économie appliquée doivent contribuer de façon significative au débat sur la pérennité écologique du développement. À tout le moins, les économistes se familiariseront avec certaines des méthodes et conclusions découlant de la modélisation écologique. Après cela, il faudra mettre à l'essai des moyens d'intégrer certaines méthodes écologiques et économiques afin d'aboutir à des modèles qui – même s'ils sont imparfaits – constitueront la base de l'avancement de l'art de la modélisation écologique et économique.

Bibliographie

Ahmad, E. et N.H. Stern. Alternative Sources of Government Revenue: Examples from India, 1979-80. Dans *The Theory of Taxation for Developing Countries*, David Newbery et Nicholas Stern (dir. de publ.). Oxford University Press, Washington, 1987.

Arrow, K. *Social Choice and Individual Values*. J. Wiley & Sons, New York, 1963.

Arrow, K. et A.C. Fisher. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, nº 88, pp. 312-319, 1974.

Arrow, K. et R.C. Lind. Uncertainty and the Evaluation of Public Investment Decisions. *American Economic Review*, nº 60, pp. 364-378, 1970.

Bishop, R.C. Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard. *American Journal of Agricultural Economics*, nº 60, pp. 10-18, 1978.

Block, W. (dir. de publ.) *Economics and the Environment: A Reconciliation*. The Fraser Institute, Vancouver, 1990.

Bradley, P. *Production of Depleting Resources: A Cost Curve Approach*. Département d'économie, Université de la Colombie-Britannique, Vancouver, 1979.

Buchanan, J. *The Limits of Liberty*. Chicago University Press, Chicago, 1975.

Cicchetti, C.J. et M. Freeman. Option Demand and Consumer Surplus. *Quarterly Journal of Economics*, nº 85, pp. 528-539, 1971.

Cicchetti, C.J., J.H. Seneca et P. Davidson. *The Demand and Supply of Outdoor Recreation: An Econometric Analysis*. Rutgers University Press, New Brunswick, N.J., 1969.

Clark, Colin W. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. J. Wiley & Sons, New York, 1976.

Commission mondiale sur l'environnement et le développement. *Notre avenir à tous*. Montréal, Éditions du Fleuve, 1989.

Debreu, G. *Théorie de la valeur : analyse axiomatique de l'équilibre économique*, 2e éd. Paris, Dunod, 1984.

Drèze, J. et D. de la Vallée Poussin. A Tâtonnement Process for Public Goods. *Review of Economic Studies*, nº 37, pp. 133-150, 1971.

Drèze, J.P. et N.H. Stern. The Theory of Cost-Benefit Analysis. Dans *Handbook of Public Economics*, vol. II, A. Auerbach et M. Feldstein (dir. de publ.). North-Holland, Amsterdam, 1987.

Farquharson, R. *Theory of Voting*. Yale University Press, New Haven, Conn.

Feltham, G.A., A.H. Amershi et W.T. Ziemba (dir. de publ.). *Economic Analysis of Information and Contracts: Essays in Honour of John E. Butterworth*. Kluwer Academic Publishers, Boston, 1988.

Fisher, A.C. Environmental Externalities and the Arrow-Lind Public Investment Theorem. *American Economic Review*, nº 63, pp. 722-725, 1973.

Fisher, A.C. Energy and the Environment in the Long Term. *Energy Policy*, numéro spécial 17 (2 avril 89), pp. 84-88, 1989.

Fisher, A.C. et W.M. Hanemann. Endangered Species: The Economics of Irreversible Damage. Dans *Economics of Ecosystem Management*, D.O. Hall, N. Myers et N.S. Margaris (dir. de publ.), pp. 129-138. W. Junk Publishers, Dordrecht, 1985.

Fisher, A.C., J.V. Krutilla et C.J. Cicchetti. Alternative Uses of Environmental Modification. Dans *Natural Environments: Studies in Theoretical and Applied Analysis*, J.V. Krutilla (dir. de publ.), pp. 18-53, John Hopkins University Press, Baltimore, 1972a.

Fisher, A.C., J.V. Krutilla et C.J. Cicchetti. The Economics of Environmental Preservation: A Theoretical and Empirical Analysis. *American Economic Review*, nº 62, pp. 605-619, 1972b.

Fisher, A.C., J.V. Krutilla et C.J. Cicchetti. The Economics of Environmental Preservation: Further Discussion. *American Economic Review*, nº 64, pp. 1030-1039, 1974.

Freeman, A. Myrick III. The Quasi-Option Value of Irreversible Development. *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 11, pp. 292-295, 1984.

Gallagher, David R. et V. Kerry Smith. Measuring Values for Environmental Resources under

Uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 12, pp. 132-143, 1985.

Gibbard, A. Manipulation of Voting Schemes: A General Result. *Econometrica*, nº 41, pp. 587-602, 1973.

Griffin, J. Are There Incommensurable Values? *Philosophy and Public Affairs*, nº 7, pp. 39-59, 1977.

Hahn, R.W. et G.L. Hester. Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice. *Ecology Law Quarterly*, vol. 16, nº 2, pp. 361-406, 1989.

Hammond, P.J. Cost-Benefit as a Planning Procedure. Dans *Contemporary Economic Analysis*, D.A. Currie et W.A. Peters (dir. de publ.), pp. 221-250. Croom-Helm, Londres, 1980.

Hammond, P.J. Approximate Measures of the Social Welfare Benefits of Large Projects. Rapport technique nº 459, Institute for Mathematical Studies in the Social Sciences, Stanford, 1983.

Hanemann, W. Michael. *Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?* Document de travail nº 328. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley, 1984.

Hanemann, W. Michael. Information and the Concept of Option Value. *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 16, pp. 23-37, 1989.

Harvey, A.C. *Econometric Analysis of Time Series*. Philip Allan, Oxford, 1981.

Heal, G. *The Theory of Economic Planning*. North-Holland, Amsterdam, 1973.

Henry, C. Investment Decisions Under Uncertainty: The Irreversibility Effect. *American Economic Review*, nº 64, pp. 1006-1012, 1974a.

Henry, C. Option Values in the Economics of Irreplaceable Assets. *Review of Economic Studies Symposium*, nº 41, pp. 89-104, 1974b.

Inman, R.P. Markets, Governments and the 'New' Political Economy. Dans *Handbook of Public Economics*, vol. II, A.J. Auerbach et M. Feldstein (dir. de publ.), pp. 647-777. North-Holland, Amsterdam, 1987.

Johansen, L. Some Notes on the Lindahl Theory of Determination of Public Expenditures. *International Economic Review*, nº 4, pp. 346-358, 1963.

Johansson, Per-Olov. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge University Press, Cambridge, Angleterre, 1987.

Johansson, Per-Olov, et Karl-Gustaf Löfgren. *The Economics of Forestry and Natural Resources*. Basil Blackwell Ltd., Oxford, 1985.

Kay, J.J. Le concept d'intégrité écologique – Autres théories de l'écologie et conséquences pour les indicateurs décisionnels. Dans *Écologie, économie et prise de décisions – Théories. Indicateurs d'un développement écologiquement durable*. Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa, 1991.

Kennedy, P. *A Guide to Econometrics*, MIT Press, Cambridge, Mass., 1985.

Knetsch, J. et J. Sinden. Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value. *Quarterly Journal of Economics*, nº 99, pp. 507-521, 1984.

Knetsch, J. et J. Sinden. The Persistence of the Valuation Disparity. *Quarterly Journal of Economics*, nº 102, pp. 691-695, 1987.

Lindahl, E. Just Taxation – A Positive Solution. Réimpression dans *Classics in the Theory of Public Finance*, 1967, R. Musgrave et A. Peacock (dir. de publ.), pp. 168-176. St. Martin's Press, New York.

Maddala, G.S. *Limited-Dependent and Qualitative Variables in Econometrics*. Cambridge University Press, Cambridge, Angleterre, 1983.

Malinvaud, E. A Planning Approach to the Public Good Problem. *Swedish Journal of Economics*, nº 73, pp. 96-112, 1971.

Marglin, S.A. The Social Rate of Discount and the Optimal Rate of Investment. *Quarterly Journal of Economics*, nº 77, pp. 95-102, 1963.

Markandya, A. et D. Pearce. *Environmental Considerations and the Choice of Discount Rates in Developing Countries*. Document de travail nº 3. Département de l'environnement, Banque mondiale, New York, 1988.

May, K. A Set of Independent, Necessary and Sufficient Conditions for Simple Majority Decision. *Econometrica*, nº 20, pp. 680-684, 1952.

Mueller, D. *Analyse des décisions publiques*, Paris, Economica, 1982.

Norton, Bryan. Commodity, Amenity and Morality: The Limits of Quantification in Valuing Biodiversity. Dans *Biodiversity*, E.O. Wilson (dir. de publ.), pp. 200-205. National Academy Press, Washington, 1988.

Nozick, Robert. *Anarchie, État et Utopie*. Paris, PUF, 1988.

Partridge, E. (dir. de publ.) *Responsibilities to Future Generations: Environmental Ethics*. Prometheus, Buffalo, N.Y., 1981.

Paulik, G.J. Anchovies, Birds and Fishermen in the Peru Current. Dans *Environment: Resources, Pollution and Society*, W.W. Murdoch (dir. de publ.), pp. 156-185. Sinauer Associates, Stanford, Conn. 1971.

Pearce, D. et R.K. Turner. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire, 1990.

Plott, C. A Notion of Equilibrium and Its Possibility under Majority Rule. *American Economic Review*, nº 57, pp. 787-806, 1967.

Rawls, J. *Théorie de la justice*. Paris, Seuil, 1987.

Romer, T. et H. Rosenthal. Bureaucrats vs. Voters: On the Political Economy of Resource Allocation by Direct Democracy. *Quarterly Journal of Economics*, nº 93, pp. 562-587, 1979.

Romer, T. et H. Rosenthal. Median Voters or Budget Maximizers: Evidence from School Expenditure Data. *Economic Inquiry*, nº 20, pp. 556-578, 1982.

Ruitenbeek, H.J. et M. King. Survey of Utility Planning Capabilities and Reliability. Association canadienne de l'électricité, Montréal, 1988.

Ruitenbeek, H.J. Evaluating Economic Policies for Promoting Rainforest Conservation in Developing Countries. London Stock Exchange, Londres, 1990.

Samuelson, P.A. Discussion, *American Economic Review*, nº 54, pp. 93-96, 1964.

Sandmo, A. Discount Rates for Public Investment Under Uncertainty. *International Economic Review*, nº 13, pp. 187-302, 1972.

Satterthwaite, M. Strategy – Proofness and Arrow's Conditions. *Journal of Economic Theory*, nº 10, pp. 187-217, 1975.

Scalon, T. Liberty, Contract and Contribution. Dans *Markets and Morals*, G. Dworkin et al. (dir. de publ.), pp. 43-67. Hemisphere, Washington.

Schmalensee, R. Option, Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes under Uncertainty. *American Economic Review*, nº 62, pp. 813-824, 1972.

Schmalensee, R. Public Investment Criteria, Insurance Markets and Income Taxation. *Journal of Public Economics*, nº 5, pp. 425-445, 1976.

Sen, A. *Collective Choice and Social Welfare*. Holden-Day, San Francisco, 1970.

Sen, A. Social Choice Theory. Dans *Handbook of Mathematical Economics*, K. Arrow et M. Intriligator (dir. de publ.). North-Holland, Amsterdam, 1983.

Shepsle, K. Institutional Arrangements and Equilibrium in Multidimensional Voting Models. *American Journal of Political Science*, nº 23, pp. 27-59, 1979.

Simmons, A.J. Inalienable Rights and Locke's Treatise. *Philosophy and Public Affairs*, nº 12, pp. 175-204, 1983.

Smith, V. Kerry. Option Value: A Conceptual Overview. *Southern Economic Journal*, pp. 654-668, 1983.

Smith, V. Kerry. Uncertainty, Benefit-Cost Analysis and the Treatment of Option Value. *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 14, pp. 283-292, 1987.

Stone, C. Should Trees Have Standing? Towards Legal Rights for Natural Objects. *Southern California Law Review*, nº 45, pp. 450-501, 1972.

Vickrey, W. Utility, Strategy and Social Decision Rules. *Quarterly Journal of Economics*, nº 74, pp. 507-535, 1960.

Victor, P. Les indicateurs d'un développement durable – Quelques leçons tirées de la théorie du capital. Dans *Écologie, économie et prise de décisions – Théories. Indicateurs d'un développement écologiquement durable*. Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa, 1991.

Viscusi, W.K. Irreversible Environmental Investments with Uncertain Benefit Levels. *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 15, pp. 147-157, 1988.

Weisbrod, B.A. Collective Consumption Services of Individualized-Consumption Goods. *Quarterly Journal of Economics*, nº 78, pp. 471-477, 1964.

Wicksell, K. A New Principle of Just Taxation. Réimpression dans *Classics in the Theory of Public Finance*, 1967, R. Musgrave et A. Peacock (dir. de publ.), pp. 72-118. St. Martin's Press, New York.

Willig, R. Consumer's Surplus without Apology. *American Economic Review*, nº 66, pp. 589-597, 1976.

Wilson, R. Social Choice Theory without the Pareto Principle. *Journal of Economic Theory*, nº 5, pp. 478-486, 1972.

Annexe A
Axiomes d'Arrow étayant les mécanismes de choix collectif

Optimum de Pareto (P)	Le mécanisme de choix collectif devrait toujours retenir (sur la base de la préférence stricte – *P*) la solution *x* plutôt que la solution *y* si tous les membres de la société préfèrent *x* à *y*. Pour tous les individus *i*, *xPy* si xP_iy.
Caractère non dictatorial (ND)	Il n'existe pas de situation où les préférences d'un individu sont toujours décisives, même lorsque tous les autres préfèrent le contraire. Il n'existe pas de personne $i \mid xP_iy$ et *xPy* et yP_jx pour $j \neq i$.
Opération sans restriction (SR)	Le mécanisme peut parvenir à une décision collective pour toute combinaison de classement des solutions par ordre de préférence individuelle.
Rationalité (R)	Le mécanisme doit être rationnel dans la mesure où a) il peut exprimer une préférence complète entre deux solutions ou exprimer de l'indifférence (*I*) entre elles; et b) tous les classements se caractérisent par une transitivité des préférences. a) Pour tout *x* et *y*, *xPy* ou *yPx* ou *xIy*. b) Si *xPy* et *yPz*, alors *xPz*.
Indépendance de toute solution sans objet (I)	La préférence collective d'une solution plutôt que d'une autre ne doit dépendre que du classement individuel effectué à l'égard de ces deux solutions et non pas de classements individuels concernant d'autres solutions.

D'après Arrow (1963) et Sen (1970).

Annexe B
Caractéristiques de certaines méthodes d'analyse économique

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES DE DESCRIPTION DES PRÉFÉRENCES			
Méthodes de la valeur contingente (MVC) **Référence utile :** Johansson (1987)	ESTIMATION DES PRÉFÉRENCES PAR ENQUÊTE DIRECTE • Demander aux gens ce qu'ils consentent à payer (CP) pour un bien ou un service non marchand ou ce qu'ils consentent à recevoir (CR) en compensation de la perte d'un bien ou d'un service. • Exemple : demander aux gens combien ils consentiraient à payer pour que le bruit d'un aéroport soit réduit la nuit.	*Bon potentiel* *Utilisées dans des cas spécifiques* • Peuvent servir à déterminer quelle valeur les individus attribuent aux biens et services environnementaux. • La contrainte principale est constituée par les multiples sources d'écart systématique inhérentes à de telles techniques. Mentionnons notamment l'écart stratégique : les gens sous-évalueront la somme qu'ils consentiraient à payer s'ils croient qu'ils auront effectivement à débourser (comportement de «resquilleurs»); ils la surévalueront par ailleurs s'ils ont l'impression qu'ils n'auront rien à payer.	*Faibles* Nécessitent une enquête détaillée sur les préférences mais peuvent porter uniquement sur des activités non marchand. Il peut se poser un problème de correction des écarts entre CP et CR. En effet, la plupart des techniques mesurent CP alors que CR constitue la mesure appropriée d'une modification du bien-être. Généralement, CP sous-évalue CR.
Méthodes du prix hédonique (MPH) **Référence utile :** Johansson (1987)	ESTIMATION DES PRÉFÉRENCES PAR INFÉRENCE SUR LA BASE DU COMPORTEMENT RÉVÉLÉ • Observation des prix du marché et déduction de la valeur des biens non marchands après correction pour toutes les contributions potentielles au prix observé. • Supposent généralement une analyse économétrique. • Exemple : estimation de la valeur de la réduction du bruit sur la base d'une comparaison des prix de l'immobilier à proximité et loin des aéroports ou des routes.	*Bon potentiel* *Utilisées dans des cas spécifiques* • Peuvent servir à déterminer la valeur que les individus attribuent aux biens et services environnementaux. • La principale contrainte tient à la difficulté analytique de ventiler les effets des facteurs non environnementaux.	*Modérés* On n'a besoin que d'information en rapport avec les facteurs directement observables existant dans les marchés conventionnels. Cependant, l'information nécessaire couvre un vaste domaine puisque tous les facteurs non aléatoires influençant le comportement doivent être mesurés.
Méthodes de la variable dépendante limitée (DEPLIM) **Référence utile :** Maddala (1983)	ESTIMATION DES PRÉFÉRENCES LORSQUE DES CHOIX ÉLECTORAUX DISCRETS PEUVENT ÊTRE EFFECTUÉS • Nécessitent normalement une analyse économétrique des données transversales afin de déterminer quels facteurs économiques affectent les décisions économiques discrètes. • Peuvent être un élément de MVC ou de MPH. • Exemple : observation de ce qui amène les gens à a) prendre leur automobile ou b) les transports en commun pour aller travailler.	*Très bon potentiel* *Peu employées* • Peuvent servir à prévoir comment les gens se comporteront ou réagiront. • Présentent leur potentiel principal dans l'élaboration de mécanismes de stimulation économique. • La principale contrainte à un usage plus répandu est le fait que les techniques statistiques sont moins connues que les techniques économétriques classiques. • Exemple : observation de ce qui fait qu'une usine donnée a) pollue ou b) ne pollue pas.	*Faibles-modérés* Le principal avantage de ces méthodes est qu'elles permettent de traiter efficacement des informations qualitatives. Elles nécessitent le recensement de comportements qualitatifs observés pour un échantillon statistiquement significatif. Il faut également disposer de données transversales sur les caractéristiques qualitatives ou quantitatives de l'échantillon.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES DE DESCRIPTION STRUCTURELLE			
Input-output techniques (IO-T)	DESCRIPTION DES FLUX PHYSIQUES ENTRE DES ÉLÉMENTS D'UN SYSTÈME PHYSIQUE OU ÉCONOMIQUE • Se fondent généralement sur une matrice des flux. • Sous-entendent quelquefois l'élaboration de liens avec les stocks physiques. • N'incluent normalement pas d'unité de mesure commune (sauf pour les bilans énergétiques – calories). • Exemple : bilan matériel ou analyse énergétique de systèmes physiques. • Exemple : flux interindustriels de biens et de services au sein de l'économie mesurés en quantités physiques (tonnes d'acier, heures de travail, etc.).	*Bon potentiel* *Peu employées* • Peuvent servir à décrire les besoins en ressources environnementales. • Peuvent surtout s'avérer utiles pour raccorder ces modèles aux modèles d'activité économique (tels que IO-CF ou IO-CV). • La principale contrainte empêchant un usage plus fréquent est la nécessité d'établir des liens avec les activités économiques.	*Significatifs* Exigent une mesure des flux physiques entre les éléments d'un système. Pour les systèmes économiques, cela requiert de l'information sur l'élément Q de l'identité V=PxQ. Si Q n'est pas mesuré, il faut connaître les prix (P) et les valeurs brutes des flux (V). Il est également nécessaire de mesurer les stocks physiques. Pour les systèmes économiques, cela signifie obtenir de l'information sur l'élément K de l'identité A=PxK. Si K n'est pas mesuré, il faut connaître les prix (P) et la valeur brute de capital fixe du stock (A).
Input-output économiques Coefficients fixes (IO-CF)	DESCRIPTION DE LA VALEUR DES FLUX ENTRE LES ÉLÉMENTS D'UN SYSTÈME ÉCONOMIQUE SANS CHANGEMENT STRUCTUREL • Nécessitent habituellement une matrice des flux de valeur. • Nécessitent parfois des liens avec les stocks de capital. • Utilisent la monnaie comme unité de mesure commune. • Partent du principe que les rendements d'échelle demeurent constants (aucun changement structurel). • Exemple : détermination de la valeur des flux interindustriels de biens et de services dans l'économie mesurée en dollars (dépense de consommation, coût des biens intermédiaires, salaires, redevances sur les ressources, etc.).	*Bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent communément à décrire les flux économiques de biens marchands. • Leur principal intérêt tient à ce que ces modèles intègrant des biens et services environnementaux (par exemple en les raccordant à un modèle IO-T ou en ajoutant explicitement une variable environnementale) • La contrainte qui limite une utilisation plus répandue est la nécessité de décrire le lien physique entre les industries et les flux et stocks environnementaux. • Une autre contrainte tient à ce qu'il faut procéder à une évaluation des flux et stocks environnementaux.	*Significatifs* Obligent à mesurer les valeurs désagrégées des flux entre les éléments d'un système économique. Il faut pour cela avoir de l'information sur l'élément V de l'identité V=PxQ. Si V n'est pas mesuré, il faut connaître les prix (P) et les flux physiques (Q). Il est également nécessaire de mesurer les valeurs désagrégées des stocks physiques. Dans certains cas, il faut disposer d'information sur l'élément A de l'identité A=PxK. Si A n'est pas mesuré, il faut connaître les prix (P) ainsi que la quantité de capital physique (K). Cependant, ainsi que l'a relevé Victor (1990), différentes écoles économiques auront tendance à traiter différemment la valeur du capital K. Même si, dans certains cas elle est définie comme A=PxK, certaines écoles la définissent comme la valeur actuelle des flux de revenus futurs.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
Méthodes de description structurelle (suite)			
Input-output économiques Coefficients variables (IO-CV)	Description de la valeur des flux entre les éléments d'un système économique avec changement structurel • Nécessitent généralement les valeurs globales des intrants et des extrants. • Utilisent la monnaie comme unité de mesure commune. • Permettent une substitution des intrants (changement structurel). • Exemple : les modèles KLEM qui prennent le capital, la main-d'oeuvre, l'énergie et les matériaux comme intrants pour décrire la mesure des extrants.	*Bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes sont largement appliquées tant de façon sectorielle qu'à l'économie dans son ensemble. • Leur principal intérêt tient à l'analyse des ressources environnementales en tant qu'intrants distincts. • Le principal obstacle à une utilisation plus répandue tient à la nécessité de décrire le lien physique entre les industries et les flux et stocks environnementaux. • Une deuxième contrainte est la nécessité d'attribuer une valeur aux stocks et flux environnementaux.	*Modérés* Semblables à ceux des modèles IO-CF décrits ci-dessus, sauf qu'ils se fondent sur les valeurs agrégées. Même si les besoins en information ne sont pas aussi importants que pour IO-CF, la méthode de agrégation (qui suppose une monétisation des flux et stocks environnementaux) peut être relativement complexes. Les commentaires formulés au sujet de l'estimation de la valeur du capital dans IO-CF s'appliquent également dans ce cas.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES DE DESCRIPTION DE L'IMPACT – STATIQUE			
Input-output (IO)	PRÉVISION DE L'IMPACT SUR LES FLUX À PARTIR DE CHANGEMENTS DANS CERTAINS INTRANTS • Ces méthodes consistent à provoquer une perturbation de l'un des modèles structuraux descriptifs IO et d'en prévoir l'impact. • On part du principe que les prix sont fixes et que les valeurs et quantités changent en fonction de la structure du modèle IO. • Exemple : prévoir l'impact qu'aura la construction d'un barrage hydroélectrique sur la demande en main-d'oeuvre, les besoins en béton, etc...	*Très bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent beaucoup à la description des impacts économiques des biens marchands; mais on les étend rarement aux éléments environnementaux. • Elles pourraient surtout s'avérer utiles dans l'intégration biens et services environnementaux à des modèles économiques IO. • Le principal obstacle à une utilisation plus répandue tient à la nécessité de décrire les liens physiques entre les industries et les réserves et flux environnementaux.	*Modérés à significatifs* Nécessitent un modèle structurel IO présentant les caractéristiques qui ont été décrites dans le tableau précédent.
Équilibre partiel (EP)	PRÉVISION DES FLUX ET DES PRIX D'ÉQUILIBRE AU SEIN DE CERTAINS SECTEURS DU MARCHÉ • Ces méthodes supposent qu'on décrive ou perturbe un modèle structurel et qu'on prévoie les prix et les flux dans un secteur. • On part du principe que les prix des autres secteurs sont fixes. • On parvient à l'équilibre en prenant pour hypothèse l'existence d'agents qui maximiseront l'utilité. • Exemple : modèle simple de l'offre et de la demande pour des biens et services environnementaux.	*Très bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent fréquemment à prévoir un équilibre partiel dans la description des impacts économiques des biens marchands. • Leur principal intérêt tient à la formulation de politiques d'incitatifs économiques liés à des biens et services environnementaux. • La principale contrainte est la nécessité d'attribuer une valeur aux biens et services environnementaux.	*Modérés* Peuvent se concentrer sur un seul secteur. Exigent d'attribuer une valeur aux biens et services environnementaux.
Équilibre général (EG)	PRÉVISION DES FLUX ET DES PRIX D'ÉQUILIBRE ENTRE DES SECTEURS DU MARCHÉ • Ces méthodes supposent qu'on décrive ou perturbe un modèle structurel et qu'on prévoie les prix et les flux dans tous les secteurs. • On parvient à l'équilibre en prenant pour hypothèse l'existence d'agents qui maximiseront l'utilité. • Il est très fréquent de parvenir à des équilibres multiples (voir figure 2 concernant le diagramme d'Edgeworth).	*Potentiel limité* *Peu employées* • Ces méthodes servent fréquemment à prévoir un équilibre dans la description des impacts économiques des biens marchands. • La principale contrainte est théorique : il faut toujours pouvoir s'appuyer sur un théorème d'existence afin de garantir que des équilibres concurrents stables existent effectivement entre les systèmes environnementaux et économiques. • La deuxième contrainte est d'ordre pratique : il faut décrire tous les flux physiques.	*Très importants* Nécessitent une description de tous les bilans et besoins matériels. Il faut attribuer une valeur aux biens et services environnementaux dans les préférences individuelles. Tous les prix sont déterminés sur la base des flux physiques. Certaines solutions déterministes n'exigent pas d'attribuer de prix aux biens (il s'agit généralement de structures techniques à coefficient fixe avec rendement d'échelle constant).

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
Méthodes de description de l'impact – Statique (suite)			
Programmation mathématique (PM)	Prévision des flux optimaux au sein de chaque segment du marché • Ces méthodes supposent une description du comportement optimal en prenant pour hypothèse l'existence d'agents qui maximiseront l'utilité. • On suppose que les prix de tous les secteurs sont fixes. • Les contraintes sont spécifiées indépendamment. • Ces méthodes déterminent les flux physiques ou financiers optimaux. • Des prix fictifs sont calculés pour les contraintes.	*Très bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent beaucoup à prévoir le comportement optimal pour les biens marchands conventionnels. • Le plus grand intérêt tient à l'intégration des contraintes environnementales à des modèles d'optimisation, afin de déterminer si ces contraintes sont incontournables et dans l'affirmative, de déterminer leurs prix fictifs.	*Faibles à modérés* Peuvent se concentrer sur un seul secteur. Il n'est pas nécessaire d'attribuer une valeur aux biens et services environnementaux, mais il faut identifier ceux qui constituent des contraintes possibles et quelles sont les demandes physiques pour ces biens.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES DE DESCRIPTION DE L'IMPACT – DYNAMIQUE (« PRÉVISION »)			
Optimisation dynamique «Théorie du contrôle optimal» (CO) **Référence utile :** Clark (1976)	PRÉVISION DU COMPORTEMENT OPTIMAL AU SEIN DE CHAQUE SEGMENT DU MARCHÉ POUR DIVERSES PÉRIODES • Ces méthodes supposent qu'on décrive ou perturbe un modèle structurel et qu'on prévoie les prix et les flux dans un secteur. • On part du principe que les prix des autres secteurs sont fixes. • L'équilibre est réalisé en optimisant la fonction de la valeur actuelle. • Exemple : en définissant une fonction de coût pour les ressources énergétiques non renouvelables, nous pouvons prévoir les prix futurs et la manière dont l'épuisement se produira, ce qui permet d'optimiser la valeur présente des profits.	*Assez bon potentiel* *Employées* • Ces méthodes sont beaucoup employées pour décrire la manière optimale d'épuiser une ressource. • La principale contrainte à une utilisation plus répandue est la nécessité de décrire les intrants exogènes futurs (prix, coût, ...).	*Significatifs* Peuvent se concentrer sur un seul secteur. Exigent d'attribuer une valeur aux biens et services environnementaux dans le temps.
Analyse des séries chronologiques statistiques **Référence utile :** Harvey (1981)	PRÉVISION DU COMPORTEMENT FUTUR D'UN INDICATEUR À PARTIR DE SON COMPORTEMENT PASSÉ • Ces méthodes se fondent sur l'analyse des variations passées d'un indicateur pour prévoir ses variations futures. • Incluent les techniques d'analyse autorégressive (AR), d'analyse de la moyenne mobile autorégressive intégrée (MMARI) et les vecteurs autorégressifs (VAR). • Exemple : en mesurant la consommation énergétique passée, nous pouvons prévoir la consommation future.	*Faible potentiel* *Inutilisées* • Ces méthodes sont beaucoup utilisées et bien au point pour la prévision des tendances à court terme. • La principale contrainte, du point de vue des applications environnementales, est qu'elles exigent de longues séries chronologiques.	*Faibles* Ces techniques ne nécessitent que les valeurs passées d'un indicateur donné pour en prévoir les valeurs futures. Elles exigent de nombreuses lectures d'une longue série chronologique.
Analyse économétrique **Référence utile :** Kennedy (1985)	PRÉVISION DU COMPORTEMENT FUTUR D'UN INDICATEUR PAR LA PRÉVISION DE SES FACTEURS EXPLICATIFS • Ces méthodes supposent l'analyse des variations passées d'un indicateur par l'établissement de liens de causalité entre cet indicateur et une série de variables explicatives. • Elles permettent d'obtenir des informations structurelles ainsi que des informations sur la substitution et la complémentarité. • Exemple : en comparant la consommation énergétique passée avec les valeurs passées du revenu, des prix des ressources énergétiques et d'autres prix, nous pouvons prévoir la consommation énergétique future, après avoir établi les valeurs futures du revenu, des prix de l'énergie et d'autres prix.	*Assez bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent beaucoup et sont bien développées pour la prévision des tendances à long terme. • La principale contrainte limitant les applications environnementales est qu'il faut disposer de données transversales ou de séries chronologiques adéquates pour pouvoir procéder à des estimations statistiquement significatives du comportement actuel ou passé.	*Modérés* Peuvent se concentrer sur un seul secteur. Ces techniques font appel aux valeurs d'un indicateur donné et de variables dont on fait l'hypothèse qu'elles sont causales, extraites de séries chronologiques ou de données transversales passées. Il faut prévoir les facteurs de causalité.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES DE DESCRIPTION DE L'IMPACT – DYNAMIQUE (« PRÉVISION ») (SUITE)			
Méthodes structurelles **Référence utile :** Kennedy (1985)	PRÉVISION DU COMPORTEMENT FUTUR D'UN INDICATEUR PAR LA PRÉVISION DES STRUCTURES FUTURES • Ces méthodes supposent la prévision des caractéristiques générales de la structure future (par exemple, quelles seront les caractéristiques IO) puis la prévision des intrants afin de pouvoir prédire certains extrants. • Exemple : nous prévoyons quelle sera la structure économique future (notamment en modifiant les coefficients dans un modèle IO), puis, après avoir établi certaines variables causales clés de l'activité commerciale, résidentielle et industrielle, nous prévoyons la demande en énergie.	*Assez bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes servent beaucoup et sont bien développées pour la prévision des tendances à long terme. • La principale contrainte limitant les applications environnementales tient à la nécessité de fixer un point de référence actuel d'où les changements structuraux sont faits.	*Significatifs* Ces techniques nécessitent généralement une description des structures actuelles. Il est nécessaire de prévoir les facteurs de causalité et les changements structuraux.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'IMPACT			
Analyse coûtes-avantages (ACA) **Référence utile :** Drèze et Stern (1987)	IDENTIFICATION DES PROJETS QUI SONT SOCIALEMENT BÉNÉFIQUES • Ces méthodes supposent la description des coûts et avantages d'un projet donné. • Les projets présentant des avantages positifs nets sont jugés bénéfiques. • On part du principe que le projet n'influence pas en lui-même les prix fictifs attribués aux biens et services. • Il est possible d'intégrer des considérations d'équité distributive grâce à des contrepoids sociaux explicites. • Exemple : on évalue les coûts et avantages d'un projet hydro-électrique en tenant compte des coûts de construction et d'exploitation, des revenus générés par l'électricité et de toute externalité négative ou positive telle que la régulation des inondations et la perte d'habitats fauniques.	*Bon potentiel* *Largement employées* • Ces méthodes sont largement employées et bien développées pour les applications environnementales. • La principale contrainte tient au fait qu'il faut disposer de flux techniques pour les biens et services environnementaux et attribuer une valeur à ces services.	*Modérés* Peuvent se concentrer sur un seul projet ou une seule activité. Ces techniques exigent d'attribuer une valeur à tous les coûts et avantages.
Analyse coût-efficacité (ACE) **Référence utile :** Bradley (1979)	DÉTERMINATION DES COÛTS DE LA FOURNITURE D'UN BIEN OU SERVICE DANS LE CADRE D'UN PROJET DONNÉ • Ces méthodes supposent la description du coût d'un projet donné et la détermination d'un bien ou service auquel elles sont censées s'appliquer. • Elles intègrent des séries chronologiques par l'intermédiaire de techniques « d'uniformisation des coûts » dans un cadre de prix de l'offre. • Ces méthodes sont surtout utilisées dans les analyses comparatives (entre des technologies, des régions, des industries, des pays, etc.). • Exemple : on évalue le coût de différentes technologies d'élimination des émissions de soufre. On estime que la désulfuration des gaz de carneau coûtera 700 $ par tonne de soufre éliminée, la combustion sur lit fluidisé à 500 $ la tonne, etc...	*Très bon potentiel* *Employées dans des cas spécifiques* • Ces méthodes sont bien au point et on les utilise quelquefois dans des applications environnementales afin de procéder à des comparaisons. • La principale contrainte tient au fait qu'il est difficile de traiter de façon appropriée les «produits correspondants». • Leur principal potentiel se trouve dans l'évaluation du coût que suppose le respect de spécifications techniques facilement définies.	*Faibles à modérés* Peuvent se concentrer sur un seul projet ou une seule activité. Ces techniques exigent d'attribuer une valeur aux éléments de coût uniquement. On doit déterminer et mesurer le flux d'un seul bien ou service environnemental. Il faut disposer d'une référence permettant comparer l'efficacité.
Analyse des réformes de politiques (ARP) **Référence utile :** Drèze et Stern (1987)	DÉTERMINATION DES RÉFORMES DE POLITIQUES QUI POURRAIENT ÊTRE SOCIALEMENT BÉNÉFIQUES • Ces méthodes étendent directement l'ACA à l'analyse des politiques. • Les mêmes règles d'attribution de prix fictifs et de valeurs s'appliquent. • Exemple : Ahmad et Stern (1987) ont utilisé ces méthodes pour concevoir un système fiscal optimal.	*Bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes sont bien au point, mais ce n'est que récemment qu'on a commencé à les utiliser davantage dans le cas de problèmes classiques de réforme de politiques. • La principale contrainte tient à la difficulté d'estimer l'impact des politiques sur les flux de biens et de services.	*Modérés à significatifs* Peuvent se concentrer sur une seule réforme. Il est nécessaire de connaître l'impact de la politique sur les flux de biens et de services. Ces techniques exigent d'attribuer une valeur à la fois aux coûts et aux avantages.

Annexe B (suite)

Méthode analytique	Objet de l'analyse et caractéristiques de la démarche	Application et utilisation potentielles dans les questions environnementales	Besoins en information des indicateurs
MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'IMPACT (SUITE)			
Analyse de l'efficacité des politiques (AEP)	DÉTERMINATION DES COÛTS DE LA FOURNITURE D'UN BIEN OU SERVICE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UNE RÉFORME DE POLITIQUE • Ces méthodes étendent directement l'ACE à l'analyse de politiques. • Les mêmes règles d'attribution de prix fictifs et de valeurs s'appliquent. • Exemple : Ruitenbeek (1990) les a utilisées pour comparer le coût des mesures de conservation des forêts pluviales.	*Bon potentiel* *Peu employées* • Ces méthodes sont bien au point mais ce n'est que récemment qu'on a commencé à les utiliser davantage dans le cas de problèmes classiques de réforme de politique. • La principale contrainte tient à la difficulté d'estimer l'impact des politiques sur les flux de biens et de services. • Une deuxième contrainte tient à la difficulté de traiter de façon appropriée les «produits correspondants».	*Modérés à significatifs* Peuvent se concentrer sur une seule réforme. Il est nécessaire de connaître l'impact de la politique sur les flux de biens et de services. Il faut également déterminer et mesurer le flux d'un bien ou service environnemental donné. Ces techniques exigent d'attribuer une valeur aux éléments de coûts seulement. Il faut disposer d'une référence permettant de comparer l'efficacité.

Annexe C
Caractéristiques des techniques d'analyse du risque

Méthode d'analyse	Démarche ou exemples	Besoins en information des indicateurs
Méthodes du taux d'actualisation (TA)	Accroissement du taux d'actualisation pour les projets à risque élevé. Diminution du taux d'actualisation pour les projets présentant des impacts à long terme.	*Aucuns*
Sensibilité ad hoc (SAH)	Prise de la décision en fonction des valeurs attendues de tous les intrants et contraintes. Modification de la valeur des intrants environnementalement sensibles afin de déterminer l'impact sur la décision.	*Faibles* Valeurs attendues des intrants et contraintes.
Sensibilité de la valeur critique (SVC)	Prise de la décision en fonction de la valeur attendue de tous les intrants et contraintes. Prise de la décision en fonction de la valeur critique de tous les intrants et contraintes. OU Détermination des valeurs des intrants et contraintes à partir desquels la décision change. [Exemples : scénarios de la ruine du joueur, scénarios de la pire éventualité, stratégies «maximin»]	*Modérés* Valeurs attendues des intrants et contraintes. Spécification d'une valeur extrême ou critique de l'intrant ou de la contrainte. OU Probabilité unique de valeurs – seuils de l'intrant ou de la contrainte.
Analyse de sensibilité probabiliste (SP)	Prise de la décision en fonction d'une valeur de probabilité acceptable (par exemple 95 %) pour tous les intrants et contraintes. OU Prise de la décision après un échantillonnage aléatoire répété de tous les intrants et contraintes afin de produire un profil décisionnel. [Exemples : cas du 95 %; simulations de Monte Carlo (MC); simulations MC modifiées pour les intrants en corrélation]	*Significatifs* Valeurs attendues des intrants et des contraintes. Distribution probabiliste de l'intrant ou de la contrainte pour les problèmes à intrant unique. Distributions probabilistes conditionnelles des intrants et contraintes pour les problèmes à intrants multiples.